

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és irodalmi áttekintés	3
1.1. Motiváció és témaválasztás	3
1.2. A táj fogalma és a tájléptékű vegetációkutatás helyzete, jelentősége	4
1.3. A vizes és vízparti élőhelyek jelentősége.....	5
1.4. A vízpartok, árterek élővilágát veszélyeztető tényezők	6
1.5. A hazai árterek vegetációjának kutatottsága	8
1.6. Az ökológiai folyosók	10
1.7. Invázív növények terjedése vízpartokon és ökológiai folyosókban.....	12
2. Célkitűzések	14
3. Anyag és módszer	15
3.1. Az összehasonlítandó patakszakaszok meghatározása, kiválasztása	15
3.2. A használt kategóriarendszer	16
3.3. A terepi vizsgálati módszerek	17
3.4. A vizsgált kistájak jellemzése	18
3.4.1 Helyzet, kialakulás, felszín, geomorfológia	20
3.4.2 Éghajlat.....	21
3.4.3. Talajadottságok	22
3.4.4. Területhasznosítás	23
3.5. A vizsgált patakszakaszok helyzete és rövid jellemzése.....	25
3.6. A vizsgált területeket jellemző összesítések és indexek	26
3.6.1. Fragmentáltság	27
3.6.2. Az élőhely-kategóriák száma	27
3.6.3. Változatosság	28
3.6.4. Diverzitás	28
3.6.5. Egyenletesség	28
3.6.6. Természetesség.....	29
3.6.7. Invázív fajok uralta élőhelyek aránya	29
3.6.8. A fás szárú vegetáció aránya.....	30
3.7. Alkalmazott leíró statisztikák.....	31
3.7.1. A gyertyadiagramok	31
3.7.2. Korreláció számítás	31

3.7.3. Párosított t-próba	32
3.8. Többváltozós elemzések	32
4. Eredmények és megvitatásuk	35
4.1. A regisztrált élőhelyek, megoszlásuk és arányuk.....	35
4.2. Leíró statisztikák	41
4.2.1. A patakszakaszok fragmentáltsága.....	42
4.2.2. Az élőhely-kategóriák száma a vizsgált patakszakaszokon	44
4.2.3. A patakszakaszok változatossága.....	46
4.2.4. A patakszakaszok diverzitása.....	48
4.2.5. A patakszakaszok egyenletessége	50
4.2.6. A patakszakaszok természetessége	52
4.2.7. Invázió növények uralta élőhelyek megjelenése.....	53
4.2.8. A fásszerű vegetáció aránya a vizsgált patakszakaszokon.....	59
4.3. A leíró statisztikák összefüggései	60
4.4. A regisztrált élőhely-típusok sokváltozós elemzése.....	63
4.4.1. A vizsgált patakszakaszoktól 50 m-re felvett adatsorok elemzése	64
4.4.2. A vizsgált patakszakaszok partján felvett adatsorok elemzése	66
4.4.3. A vizsgált patakszakaszok partján és azoktól 50 m-re felvett adatsorok elemzése.....	68
4.4.4. A vizsgált patakszakaszokonként felvett teljes adatsorok elemzése.....	70
4.4.5. A jobb és a bal parton nyert adatsorok összevetése	73
4.4.6. Az egy patak mentén és az egy tájon belül regisztrált adatsorok összevetése	75
4.4.7. A patakszakaszok feldarabolásának hatása	76
4.5. Összefüggések a patakparti élőhelytípusok és a környezeti tényezők között	83
4.5.1. A környezeti tényezők egymással mutatott kapcsolatai.....	83
4.5.2. A parttól távolabbi élőhelytípus-adatsorok a környezeti tényezők függvényében.....	85
4.5.3. A partmenti élőhelytípus-adatsorok a környezeti tényezők függvényében.....	88
4.5.4. Az összesített élőhelytípus-adatsorok a környezeti tényezők függvényében.....	90
4.6. A regisztrált élőhelytípusok jellegzetes mérete.....	92
4.7. Az ideális mintavételi szakasz hosszának vizsgálata	98
4.8. A párhuzamosan felvett adatsorok összevonásának és egyes elemek elhanyagolásának hatása.....	99
5. Diskusszió.....	101
6. Köszönetnyilvánítás	112
7. Irodalomjegyzék.....	113

1. Bevezetés és irodalmi áttekintés

1.1. Motiváció és témaválasztás

Magyarország területének túlnyomó része alacsony átlagmagasságú és csekély lejtésű síkság, mely remek lehetőségeket biztosít az intenzív szántóföldi gazdálkodásra, így az állandó emberi jelenlét és tevékenység a művelésbe vonható vidékeken csaknem teljesen megszüntette a természetes vegetációt. Az egyhangúnak tűnő, főleg agrár-jellegű kistájak, a települések, azok közvetlen környezete: a parlagok, rétek, szántók, kertek csak ritkán keltik fel a kutatók figyelmét. A hazánk jóval kisebb hányadát kitevő természeteshez közeli állapotban megőrzött társulásokhoz képest ezek a területek ökológiailag kevésbé kutatottak, pedig több okból is figyelmet érdemelnének. Egyrészt mivel az ország területének nagyobbik hányadát teszik ki, másrészt, mert itt is találhatunk jelentős ökológiai és botanikai értékeket, harmadrészt pedig, hogy felismerjük azokat a művelési ágakat, melyek összeegyeztethetőek a kistájak biológiai sokféleségét (PRÉCSÉNYI – HORVÁTH, 1993) megőrző, vagy az azt újrateremtő természetvédelemmel.

Ebben a síkvidéki kultúrsztyeppben is kiemelt fontosságúak a rajta áthaladó patakok, hiszen azok mentén – a vízügyi karbantartás mértékétől függően – egy szélesebb vagy keskenyebb, gyakran vízjárta, nehezebben hasznosítható sávban igen gazdag, és tágabb környezeténél jóval sokszínűbb élővilág alakult ki. Ez, ha nem is tartalmaz minden esetben fokozottan védett, vagy védett fajokat, mégis élőhelyet biztosít számos, az agrártájról kiszoruló természetes növény- és állatfaj számára, valamint ökológiai folyosóként összeköti a mára egymástól elszigetelt értékes erdő- és rétfragmentumokat (GALLÉ et al., 1995; MARGÓCZI, 1998). Noha a vizes élőhelyek környezeti tényezői sok szempontból hasonlítanak egymásra, és fajkészletük is jelentősen átfedhet, a patakparti területeknek környezetüknél mégis jóval nagyobb a mozaikossága és annál rendszerint többféle élőhelyet tudnak felmutatni, így szerepük igen fontos a biodiverzitás megőrzésében és annak fokozásában. A vizes élőhelyek vizsgálatának jelentőségét növeli Magyarországon az is, hogy a Kárpát-medencében ezek egykor a mainál sokkal nagyobb területet foglaltak el. Hazánk potenciális vegetációjának például 19%-a ártéri ligeterdő, de a folyószabályozásnak köszönhetően kiterjedésük óriási mértékben csökkent: ezek az élőhelyek mára mindössze az ország területének 0,8%-ára zsugorodtak (BARTHA – OROSZI, 1995).

1.2. A táj fogalma és a tájléptékű vegetációkutatás helyzete, jelentősége

A táj földrajzilag, funkcionálisan és történetileg kapcsolatban álló ökoszisztémák csoportja, vagyis bizonyos szempontok szerint „szervezett terület” (DOING, 1997). A tájaknak, mint összetett természeti és ökológiai egységeknek a vizsgálata viszonylag új keletű szemléletet tükröz, hiszen széles körben alkalmazható rendszerezésükre és tipizálásukra való igény mindössze az 1950-es évek végén, az ökológiai szemlélet fontosságának felismerésével egy időben jelentkezett. Mára azonban a tájkutatás mind a környezettel foglalkozó tudományok (földrajz → tájföldrajz; ökológia → tájökológia), mind az alkalmazott tudományok (konzervációbiológia, regionális tervezés, tájtervezés, hidrológia, stb.) érdeklődésének középpontjában áll, és számos ebben a témában íródott publikáció látott napvilágot (BÁLDI, 1998; ANTROP, 2001). Noha a tájak komplex jellemzésére a növényzet a legalkalmasabb, mely érzékeny mutatója a legtöbb abiotikus, biotikus és antropogén környezeti tényezőnek, és a tájtipizálási módszerek is legtöbbször botanikai alapokon nyugszanak, nem szabad megfeledkeznünk arról, hogy a tájökológia, és a többi, tájjal foglalkozó tudomány is, transz-, vagy inkább meta-diszciplináris megközelítést igényel, valamint nem lineáris, hanem hálózatos, illetve holisztikus gondolkodást (MANDER – JONGMAN, 1998; BASTIAN, 2000). Ennek megfelelően a tájökológia bizonyos szempontból hídszerepet tölthet be a természettudományok és a közgazdasági alapú tudományok (szemlélet) között (BASTIAN, 2000; FREEMAN – RAY, 2001). A tájléptékű kutatások eredményei igen sokoldalúan felhasználhatók: segítenek a vegetációtérképezésben (KECSKÉS-ÓCSAG, 1992; VOJTKÓ, 1993, 1996, 1998, 1999; PENKSZA et al., 1994; SEREGÉLYES – S. CSOMÓS, 1995; BAGI, 1998; KOVÁCS, 1998; MOLNÁR et al. 1998; ORTMANN-AJKAI, 1998a, 1998b; SZMORÁD, 1998a, 1998b; KIRÁLY et al., 1999, 2000; KIRÁLY-HORVÁTH, 2000; KIRÁLY 2003a, 2003b, 2003c), a különböző környezeti hatások változásainak, vagy az emberi tevékenységnek a monitorozásában (SMEDING – JOENJE, 1999; HAINES-YOUNG et al., 2003), illetve egy táj természetvédelmi, mezőgazdasági, kulturális, turisztikai, stb. értékének meghatározásában, megőrzésében is (HÖLL – NILSSON, 1999; VOS – MEEKES, 1999). Talán legnagyobb előnye, hogy alkalmas nagy területek viszonylag gyors jellemzésére. A tájléptékű térképezés, illetve vegetációkutatás módszerei egyébként a hagyományos cönológiai felvételek készítéséhez sok mindenben hasonlítanak, csak dimenziói nagyobbak: a kvadrátok oldalai száz méterekben vagy kilométerben mérhetőek, bennük pedig a fajok helyett az egyes társulások (esetleg élőhely-kategóriák, vagy egyéb faj feletti szerveződési egységek)

borítottsági értékeit veszik fel. Mindemellett a tájökológiai munkák nem hanyagolhatják el a kisebb kiterjedésű, esetleg mindössze néhányszor 10 m²-es vegetációfoltokat sem, hiszen ezeknek is lehet komoly konzervációbiológiai vagy gazdasági értéke, így a tájak rendszerint több, vagy sok vegetációs egységet is magukban foglalnak, hiszen eredetileg földrajzi egységekként definiálták őket (MAROSI, 1981; DOING, 1997). Mivel a tájökológia és a tájszintű vegetációkutatás egyrészt friss tudomány, másrészt sokan sokféle ismeretszerzésre igyekeznek használni, ezért módszertanilag és terminológiaiilag is nagy még az összevisszaság: több iskola egymással párhuzamosan hozta létre saját rendszerét, melyek egymással sajnos nem, vagy csak nagy nehézségek és információvesztés árán kompatibilisek (SCHWABE, 1991; FEKETE, 1995, 1998; FEKETE et al., 1997; MJAZOVSKY, 1999; ANTROP, 2001).

1.3. A vizes és vízparti élőhelyek jelentősége

A víz, így a vízjárta területek, árterek is kulcsfontosságúak az emberi társadalmak számára, hiszen mind gazdasági, mind környezetvédelmi szempontból alapvető jelentőséggel és komoly eszmei, vagy akár anyagi értékekkel bírnak. Persze rövid távon majdnem mindig lehet több profittal kecsegtető hasznosítási módot találni egy egyszerű ártérnél, mocsárnál, vagy lápnál, ezért kiterjedésük a fejlett társadalmakban nagymértékben visszaszorult (MITSCH – GOSSELINK, 2000). Gazdaságilag elsősorban a víz hidrológiai értékét szokás említeni: ívó-, öntöző- vagy ipari víz. Mindazonáltal nem szabad megfeledkezni arról sem, hogy a vizes élőhelyek, árterek más módon is hozhatnak hasznot, hiszen halászható, vadászható állatoknak (élelmiszer, szőrme), és rendszeresen vágható erdőknek (tűzifa, bútortfa, stb.), nádasoknak (cellulózipari nyersanyag) adnak otthont. Nem elhanyagolható az a szempont sem, hogy az emberek üdüléskor, kikapcsolódáskor nagymértékben vonzódnak – az elsősorban tiszta – vizekhez, így ezeknek komoly esztétikai, rekreációs, következőképp turisztikai, vagyis konkrét pénzügyi értéke is van. Környezetvédelmi, ökológiai hasznuk ugyan nem fordítható közvetlenül gazdasági értékre, mégis nyilvánvaló. A vizek öntisztulása, a talaj- és rétegvizek megújulása nem képzelhető el az árterek és mocsarak élőlényei, mikrobái nélkül, tehát csak a tágabb környezet, az élőhely védelmével együtt oldható meg (MITSCH – GOSSELINK, 2000). A biodiverzitás megőrzésében a vizek és árterek védelmének szintén kulcsfontosságú szerepe van, hiszen akár természetes, akár ember által átformált vidékekről van szó, mind a tájak,

élőhelyek, mind a bennük lakó lények sokféleségének egyik legjelentősebb forrása a víz közelsége (CORBACHO et al., 2003; COROI et al., 2004; JOBIN et al., 2004). A szárazföldek belsejében a gyakran rendszertelenül hulló csapadék mellett a patakok, folyók, csatornák, tavak, források jelentik az elengedhetetlen édesvíz-utánpótlást, így nem csoda, ha a növények és állatok jelentős része igyekszik a vízhez közel élni. Főleg azért, mert maga a víz minden élőlény számára alapvető lételem, és mert benne oldva a növények számára fontos tápanyagok rejlenek, de azért is, mert a víztől távolodva egymás után egyre szárazabb élőhelyek következnek, és e gradiens mentén, az egyre csekélyebb vízellátottsághoz alkalmazkodva, eltérő szárazságtűrűségű fajok és társulások telepedhetnek meg, melyek együttesen jelentősen növelik a táj komplexitását. Ennek értelmében nem feltétlenül a közvetlenül folyóparton húzódó társulások rendelkeznek a legnagyobb diverzitással (bár a vegetáció általában itt éri el a legnagyobb produktivitást), hanem az átmeneti zóna, az úgynevezett ökotón. Itt nemcsak a környezeti tényezők kis területen belüli sokfélesége teszi lehetővé a sok faj együttélését, hanem az is, hogy gyakran ebben a sávban sem a vízben érvényesülő, sem a vízhiányból adódó stressz nem túl nagymértékű. Mivel ezeken a területeken elegendő a víz és sok a tápanyag, igen nagy bioprodukcióval rendelkező társulások fejlődhetnek ki (HANCOCK et al., 1996; COROI et al., 2004). Végül, de nem utolsósorban a vízparti zöld erdősávok az ember által átalakított területeken ökológiai folyosókként kapcsolják össze az egymástól elszakított természetes élőhelyfoltokat.

1.4. A vízpartok, árterek élővilágát veszélyeztető tényezők

A Föld szinte minden élőhelyét, így a vizes élőhelyeket is károsító tényezők között elsőként az intenzív (szántóföldi és legeltető) mezőgazdaságot, a fakitermelést, valamint a beépített területek arányának növekedését (a legtöbb nagyváros folyópartra épült) kell megemlíteni. Mindezen tényezők a tágabb értelemben vett lakott területek természeti értékét az alábbiak miatt csökkentik (BASCHAK – BROWN, 1995; MENSING et al., 1998; MITSCH – GOSSELINK, 2000; APAN et al., 2002):

- Az élőhelyek fragmentálódnak (BÁLDI, 1996).
- A maradék természetes életterek szennyeződnek energiával, tápanyagokkal, mérgekkel, idegen fajokkal (SHUKRI, 2001; HARKA et al., 2002).

- Az ökoszisztémák egyes elemei szeparálódnak egymástól, zavar támad az anyagok körforgásában.
- A lakott területekről kirajzó pihenni vágyók túlhasználják a tájat.

A mezőgazdaság nagyüzemivé tétele a fejlett európai országokban szinte a 20. század végéig tartott. Egészen eddig a mind nagyobb, összefüggő, fosszilis üzemanyagokat használó, nagy tömegű berendezésekkel művelt, monokultúrában termelő szántóföldek, valamint a jelentősen trágyázott, elszegényedő, degradált fajszerkezetű, ám igen produktív legelők és kaszálók voltak gazdasági szempontból kívánatosak. Az Európai Unió területén és néhány más fejlett országban érvényben lévő agrárprotekcionista rendszer azonban mezőgazdasági túltermeléshez vezetett, így az utóbbi két évtizedben célként a termelés intenzitásának és a megtermelt javak mennyiségének csökkentése került előtérbe, remek tájrestaurációs lehetőségeket adva ezáltal a tájökológusok, a tájtervezők, a gazdák, a lakosok, és a politikusok kezébe. Hasonlóan ígéretesek lehetnek a Közép- és Kelet-európai országok területén a radikális társadalmi, gazdasági és szociális változások következményei is (LENZ – STARY, 1995; MANDER – JONGMAN, 1998; ŠARAPATKA – ŠTĚRBA, 1998; SMEDING – JOENJE, 1999; HEHL-LANGE, 2001; CAREY et al., 2002; HAINES-YOUNG, et al., 2003; MANDER et al. 2004). Az intenzív mezőgazdaságot, és a környező lakosságot kiszolgáló vízgazdálkodás (árvízvédelem, partvédelem, vízkivétel) legtöbbször igen káros a vízfolyásokra és az ártéri erdőkre nézve (LENGYEL, 1998; STANDOVÁR, 2001). A patakok és folyók szabályozásának első lépései – a mederben és annak környékén található természetes növényzet kiirtása, a kanyarulatok levágása, a meder rendszeres kotrása, a partok gyomirtós kezelése, valamint a bedőlt fatörzsek, sziklák eltávolítása – sok faj (rovarok, halak) szaporodási és élőhelyét szünteti meg, ezáltal csökkenti mind a vízfolyás, mind az ártér diverzitását. Az ilyen módon létrejövő megváltozott geomorfológiájú, lapos fenekű, egyenes, áramlási és üledékképződési viszonyait tekintve igen egyhangú, ökológiai szempontból értéktelen meder utólagos rehabilitálása hatalmas anyagi erőforrásokat emészt fel, és a káros folyamatok egy része visszafordíthatatlan (HANCOCK et al., 1996; HUANG – NANSON, 1997; LARSON et al., 2001), annak ellenére, hogy az árterek élővilága természetéből adódóan (áradások elviselése) jó zavarástűrő, az átlagosnál könnyebben regenerálódik (MASAHITO – NOBUKAZU, 2001). A part átalakításának, a vízgyűjtőterületen tapasztalható erdőirtásnak és az urbanizálódásnak általában a folyók vízjárására is komoly hatása van: egyenesen arányos velük az áradások és árvizek gyakorisága és mértéke (WHITE – GREER, 2006). A megbolygatott területeken a legtöbb invázív faj is könnyen elszaporodik, kiszorítva a természetes élővilágot, és tovább

nehezítve annak regenerálódását (CORBACHO et al., 2003; LYON – GROSS, 2005). A vizeket és ártereket más módon is sújtja az urbanizációs nyomás. Létüket, természetességüket nagyban veszélyezteti a vízbe kerülő szemét és annak lerakódása a parton, a szennyvízbevezetés, a bemosódó műtrágya és növényvédő szerek, az ezek hatására meginduló eutrofizáció, a lecsapolás, és az élőhelyleromlás (ENGLONER, 2001; FREEMAN – RAY, 2001). A vizek, és így a vízhez kötődő területek állapota nagymértékben összefügg a környező területek használatával. Többek között azzal, hogy ott milyen mértékben alkalmaznak organikus és műtrágyákat, gyom- és rovarirtó szereket, ugyanis ezeknek köszönhetően a mezőgazdaságilag hasznosított területeken folyó patakok és csatornák élővilága szegényesebb, mint a természetesebb állapotú folyóké, vagy tavaké, de a táj egészének diverzitás-növelésében így is óriási szerepet játszanak (MENSING et al., 1998; WILLIAMS et al., 2003). A vizes élőhelyek, árterek társadalmi, gazdasági és természetvédelmi értéke kiterjedésük csökkenésével párhuzamosan növekszik (minden értékes, ami ritka), de ha egy bizonyos méretnél kisebbek, vagy a környezet népsűrűsége nő egy adott mérték fölé, értékük ismét rohamosan csökken, majd megszűnik, hiszen a települések által kibocsátott szennyezőanyagoktól mérgeződik a terület, teljesen fragmentálódnak az egyes élőhelyfoltok, és lassan elszegényedik az élővilág (MITSCH – GOSSELINK, 2000). A vízpartok és árterek megőrzése gyakran eredményesebb abban az esetben, ha magánemberek, vagy kis helyi társaságok (pl. horgászok, helyi természetvédők) gondozzák őket, mint amikor állami kezelésben vannak, hiszen a civil szervezeteknek a központiaknál sokkal közvetlenebb kapcsolata van a lakossággal, így a tudomány és a társadalom közti hidat képezhetik (FREEMAN – RAY, 2001). Paradox módon, mivel vízügyi és természetvédelmi hatóságok rendelkeznek az árterek és vizes élőhelyek jelentős része felett, a területükön kitermelhető haszon (fa, hal, vad) nem szabadon illeti meg a terület gazdáját, ezért neki nem áll érdekében azokat változatlan formában fenntartani (MITSCH – GOSSELINK, 2000).

1.5. A hazai árterek vegetációjának kutatottsága

A hazai árterek vegetációjával foglalkozó, és doktori értekezésem témájába vágó, vagy az azt érintő cikkek témájuk szerint leginkább három nagy csoportba sorolhatók.

- Konkrét, részletesen kutatott patakkal, vagy patakszakasszal foglalkoznak.
- Valamely, jellegzetesen patakparti társulást írják le.

- Patakpartokon is jelentős borítással rendelkező társulásoknak, esetleg egy-egy fajnak nagyobb folyóink mentén elhelyezkedő állományait ismertetik.

A részletesen kutatott vegetációjú hazai patakok közé tartoznak a Balaton-felvidéki Aszófői-séd (KOVÁCS – FELFÖLDY, 1958) és a Pécsely-patak (KOVÁCS – FELFÖLDY, 1960), a Koloska-patak (PAPP, 1992), valamint a Vas megyei Ablánc-patak (KOVÁCS et al., 1998). KECSKÉS és ÓCSAG (1992) a Szilas-patak egy rövid szakasza körül végzett nagyfelbontású vegetációtérképezést. A jelen disszertációban szereplő vízfolyások közül a Váli-vízártásról leghatározottabban fel több publikáció is (KERESZTY, 1977; MJAZOVSKY – TAMÁS, 2002; MJAZOVSKY – TAMÁS – CSONTOS, 2003).

Jól dokumentáltak bizonyos patakparti, vagy ott is előforduló társuláscsoportok, mint például a puhafaligetek (SCHNEIDER, 2003), a Glycerio-Sparganium asszociációcsoport (KOVÁCS, 1962), vagy a láprétek (BOECKER – TURCSÁNYI – MÖSELER, 2006); egyes társulások, ahogy a Filipendulo-Geranium (KOVÁCS, 1963); és esetenként konkrét fajok, például a *Phalaroides arundinacea* (HRIVNÁK – UJHÁZY, 2003) egyes megjelenései.

A folyóink, folyamaink mentén húzódó ártéri vegetáció – főleg a fásszárú – már ennél jóval nagyobb mértékben feldolgozott. A Duna kisalföldi, majd Budapest környéki szakaszán ZÓLYOMI (1934, 1937, 1958), a Szentendrei-sziget déli részén pedig ZSOLT (1943) vizsgálta átfogóan a növényzetet. A legnagyobb folyamunkat övező vegetáció átfogó leírását KÁRPÁTI I. és KÁRPÁTI V. (1958a, 1958b, 1968) végezte el. Újabb adatokkal szolgáltattak a közelmúltban a Duna Gemenc környéki szakaszáról KEVEY és TÓTH (1992, 2000a, 2000b), illetve STETÁK (2000, 2003) kutatásai, valamint a bősi vízerőmű beindítása miatt a természetvédelem fókuszába került Szigetközről SIMON (1992), KEVEY és ALEXAY (1992, 1996), KEVEY (1993, 1995, 1998, 2001a, 2003), GERGELY és munkatársai (2001), illetve FODOR és munkatársai (2002). A főváros közigazgatási területén belül elhelyezkedő Háros-sziget egyedülállóan jó állapotban megmaradt vegetációját is többen vizsgálták (GERGELY, 1994; GERGELY – SZALAI, 1997; SZALAI – GERGELY, 1997; SZALAI, 1996, 2000; MJAZOVSKY, 1995, 2001). Az esztergomi Duna-ártéréről BARINA (2003) szolgáltatott adatokat. A Tisza árterének növényzetét és annak botanikai értékeit BODROGKÖZY tanulmányozta és írta le szisztematikusan (1965, 1966), de ezzel a területtel foglalkozott MOLNÁR (1996a, 1996b) is. A Dráva-mentén DÉNES (1996) és KEVEY (2001b) gyűjtöttek adatokat. KOVÁCS és MÁTHÉ, valamint szlovák kutatók az Ipoly ártereinek növényzetét (KOVÁCS – MÁTHÉ, 1967; HRIVNÁK et al., 2001), KOVÁCS és TAKÁCS a Rába alsószőlőki szakaszának mentét (KOVÁCS –

TAKÁCS, 1998) vizsgálták, míg BÖLÖNI és szerzőtársai a Körösök partján végeztek kutatásokat (BÖLÖNI et al., 2000).

1.6. Az ökológiai folyosók

A társadalom által fokozottan kihasznált és ezért nagymértékben átalakított, degradált és fragmentált agrár-, illetve beépített, urbanizált területeken, melyeken az ember csaknem teljesen kiirtotta a természetes vegetációt, a vízfolyások mentén kialakuló, vagy a sövények, fasorok alkotta ökológiai (zöld) folyosók kiemelkedő jelentőséggel bírnak (BASCHAK – BROWN, 1995; BUREL – BAUDRY, 1995; FORMAN, 1995; LINEHAN et al. 1995; NAVEH, 1995; NDUBISI et al., 1995; KUBEŠ, 1996; COLLINGE, 1998; DOVER et al., 2000; MAISONNEUVE – RIOUX, 2001; APAN et al., 2002; BOUTIN et al., 2003; LIVINGSTON et al., 2003; COROI et al., 2004; JOBIN et al., 2004; QUINN et al., 2004).

- Összekapcsolják a természetes vegetáció töredékeit, melyeknek sok kicsiny, elszigetelt foltja helyett így nagyobb, összefüggő élőhelyek jöhetnek létre, csökkentve azok sebezhetőségét.
- Lehetővé teszik a természetes élőhelyfoltokban élő állatok szélesebb körű mozgását, illetve egyes növények (különösen a hydrochor fajok) propagulumainak nagyobb távolságra történő szétterjedését, bevándorlását (CSONTOS et al., 2002), így fokozódik a fajgazdagság, növekszik a populációk mérete, csökken a lokális kihalás veszélye, egyes fajok újból megtelepedhetnek és csökken a beltenyészet kialakulásának esélye is.
- Nagyobb territóriumot igénylő állatok is megtelepedhetnek.
- Szaporodási, táplálkozási területet és búvóhelyet biztosítanak egyes fajok számára, így elősegítik azok letelepedését.
- Akár nagy kiterjedésű zavarások esetén is menedéket nyújtanak.
- A bennük lakó és mozgó fajoknak köszönhetően nagyban hozzájárulnak egyes területek diverzitásának növeléséhez, megtartásához, illetve helyreállításához.
- Szabályozzák a vízbe jutó anyagok mennyiségét, így a szennyeződések egy részét megkötik.
- Stabil partot biztosítanak, így gátolják a talajeróziót, és jótékony hatással vannak a vízfolyások vízminőségére is.

- Árnyékolnak, amivel egyrészt mérséklük a vízben az elsődleges bioprodukciót és így az eutrofizációt, másrészt csökkentik a vizek nyári felmelegedését, növelve ezáltal az oxigéntartalmat, kedvezőbb feltételeket biztosítva a benne élő heterotróf lényeknek, harmadrészt mérséklük a vizet érő direkt és UV sugárzást.
- Szélfogóként működnek, ezáltal tagoltabbá, összetettebbé teszik a tájak mikroklímáját, több itt élő faj igényeit kielégítve ezzel.
- A kidőlt fák és a víz útjában álló gyökerek folytán jelentős szerepet játszanak a mederforma kialakításában.
- A szélesebb növényzónák – főleg a vízfolyások felső, nagyobb relieffel rendelkező szakaszain – lassítják a lefolyást, kiegyensúlyozottabbá téve ezáltal a vízjárást.
- A mezőgazdasági kártevőként ismert rágcsálók száma fordítottan arányos a parti növénytakarók komplexitásával, míg a rovarevőké egyenesen arányos azzal, így a termésre nézve is jótékony hatással vannak. Sajnos a gazdák gyakran az ellenkezőjéről vannak meggyőződve.
- Lakott területeken, elsősorban városokban, elősegíthetik az ember számára a természet közelebbi megismerését, megértését, kapcsolatuk harmonikusabbá válását, hiszen a legújabb kori európai kultúra nem segített abban, hogy az ember a természethez, mint egészhez, így az őt körülvevő tájhoz érzelmileg kötődjék.
- Esztétikai szerepüknel fogva növelik egy táj értékét, vonzzák a turizmust.
- Hozzá tartoznak egyes tájak kultúrtörténetéhez (pl. a sövények Nagy-Britanniában).
- Tűzifát, azaz megújuló energiaforrást biztosítanak a környéken lakók számára

A zöld folyosóknak azonban jól meghatározható hátrányai, kockázati tényezői is vannak (LINEHAN et al. 1995).

- Azáltal, hogy elősegítik a vándorlást, elvileg megkönnyíthetik a betegségek, kórokozók, kártékony (pl. invázív) fajok terjedését is.
- Csökkentik a populációk közötti genetikai különbségeket (nincs izoláció).
- Megkönnyítik a szárazabb körülmények között gyakran kialakuló erdőtüzek tovaterjedését az egyik erdőfoltól a másikra.
- Fenntartásuknak költségei vannak, amit vagy helyi, vagy központi szinten valakinek állnia kell.

Noha egyáltalán nem bizonyított, hogy a zöld folyosók a gyakorlatban is pontosan úgy működnek, mint az elméletben, létesítésük ésszerű, hiszen az urbanizációt megelőzően az élőhelyek egybefüggőek voltak, és a fragmentációnak sok káros hatása van, melyek jelentős részét a zöld folyosók segítségével enyhíteni lehet (LINEHAN et al. 1995; ÚJVÁRI et al., 1998). Természetesen az egy-két tucat méter szélességű sövények, patakok vagy utak mentén húzódó fasorok nem képesek tökéletesen erdei életkörülményeket biztosítani: talajuk termékenyebb és általában lúgosabb, bennük a hőmérséklet magasabb, a páratartalom pedig legtöbbször alacsonyabb, mint a valódi erdőkben; leginkább az erdők szegélyzónáira emlékeztetnek. Ennek megfelelően nem is minden erdei faj számára képeznek folyosót, fajkészletük kissé eltér az igazi erdei társulások fajkészletétől; egyes fajok (főleg növények) számára szelektív szűrőként hatnak, de vannak kifejezetten a folyosókat előnyben részesítő fajok is (COLLINGE, 1998; BUNN et al., 2000; MCCOLLIN et al., 2000). Az évszázadok során kialakult hálózatukat, rendszerüket ökológiai szerepük felismerése után tudatosan lehet (kell) tervezni és alakítani. Ebben a tervezési folyamatban kiemelkedő szerepet kaphat a hirtelen lehullott csapadék, vagy a belvíz elvezetését szolgáló árkok és egyéb létesítmények környezettudatos térbeli elhelyezése, integrálása az ökológiai folyosókba, és az így létrejövő „kék-zöld nyílt tér” kialakítása (MCGUCKIN – BROWN, 1995; MOSKOVITS – TÍMÁR, 1998), valamint turisztikai, kulturális és gazdasági tényezők is (YAHNER et al., 1995). Konkrét esetekben távérzékelés és a GIS-rendszerek nyújtotta lehetőségek kihasználásával (JORGE – GARCIA, 1997; ORTMANN-AJKAI, 1998a, 1998b; SEPEHRY, 1998, SEPEHRY et al., 1998), valamint a gráfelmélet matematikai alapjairól kiindulva lehet megkezdeni egy zöld folyosó-hálózat megtervezését és kiépítését. Az egyes tájelemek ökológiai funkcióit indikátor fajokkal lehet vizsgálni, és számítógéppel modellezni (LINEHAN et al., 1995; BUNN et al., 2000; HEHL-LANGE, 2001).

1.7. Invázió növények terjedése vízpartokon és ökológiai folyosókban

A vízfolyások partjai, a kultúrtájak eme üde színfoltjai egy további, egyáltalán nem pozitív jelenség miatt is megérdemlik a kutatók fokozottabb figyelmét. Jelentős szerepet játszanak ugyanis a lágy- és fásszárú invázió növények (PRISZTER, 1997; BABOS – BERTIN, 1998; GALAMBOS, 1998; UDVARDY, 1998a, 1998b, 1998c; BAGI, 1999; BALOGH, 2000; BATRHA, 2000; BARTHA et al., 2000; KRÍZSIK – KÖRMÖCZY, 2000; TAMÁS, 2000; BALOGH et al., 2001; STANDOVÁR, 2001; ZAVAGNO – D’AURIA, 2001; SZIGETVÁRI, 2002a; BALOGH,

2003a, 2003b; DRESCHER – PROTS, 2003; BALOGH, 2004; KAZINCZY et al., 2005; CSONTOS – TAMÁS, 2005, 2006) elszaporodásában és terjedésében, hiszen ezek a nagymértékben zavart, ám jó víz- és tápanyag ellátottságú, ugyanakkor napsütötte területek az özöngyomok igényeit messzemenőig kielégítik, és terjedésüket is elősegítik azáltal, hogy propagulumaik a vízben folyásirányban igen könnyen terjednek (BALOGH et al., 1994; FEHÉR – SCHMIDT, 1998; ALPERT et al., 2000; BALOGH, 2001; BÖSZÖRMÉNYI-BAGI, 2001; GHERSA et al., 2002; WOITKE – DIETZ, 2002; CORBACHO et al., 2003; WEBER – GUT, 2004; LYON – GROSS, 2005). A legnagyobb veszélyt gyakran azok a fajok jelentik, melyeket tág tűrőképességük, betegségekkel szembeni kimagasló ellenálló képességük és könnyű szaporíthatóságuk tesz kertészeti szempontból kívánatosná (MAKI – GALATOWITSCH, 2004), vagy éppen jó zavarástűrésük és a gyomirtókkal szemben mutatott rezisztenciájuk miatt válnak kiirthatatlanná a mezőgazdasági területeken (SZIGETI, 2000). Ezek a fajok aztán a kultúrákból kiszabadulva, mivel a versengésben erősebbek az őshonos fajoknál, a természetes élőhelyeken is elszaporodnak, majd – akár fás, akár lágyszárúak – tömeges megjelenésüknél fogva a vegetációban monodomináns állományokat vagy réteget hoznak létre, kiszorítják a természetes növényzet egy jelentős részét, amivel nagyban csökkentik az adott terület diverzitását (WEBSTER et al., 2004). Egyes vízparti élőhelyeken még a víz folyásviszonyait is megváltoztathatják (GALATOWITSCH – RICHARDSON, 2005). Az invázív fajok terjedésének megakadályozásában a legcélszerűbb módszer a megelőzés lehetne. Az egzotikus fajok életmódját, élettani és egyes anatómiai tulajdonságait megvizsgálva bizonyos valószínűséggel megjósolható, hogy melyik faj potenciális özöngyom (rövid idő alatt termést hoz, sokáig terem, sok magot érlel, apró magjai vannak, a magok hosszú életűek, anemo-, vagy zoochor terjedésűek, a faj nagy fenotípusos plaszticitással rendelkezik, ezáltal többféle környezethez jól alkalmazkodik), így ezek kultiválása elkerülendő lenne (ALPERT et al., 2000; WEBER – GUT, 2004; FINNOFF – TSCHIRHART, 2005). Ugyanakkor több ellenpélda is ismert, amikor a robbanásszerű elterjedésre látszólag kevésbé „képesített” fajokból válik invázív növény, ezért a prevenció mellett a korai detektálással és a hatékony fellépéssel (folyásirányban haladó, koordinált irtás, őshonos fajok ültetése) lehet az invázív növények okozta gondokat csökkenteni (SZIGETVÁRI, 2002b; GALATOWITSCH – RICHARDSON, 2005). Ebben nagy szerepet játszhat az egyes fajok terjedését vizsgáló modellek készítése (WELK, 2004).

2. Célkitűzések

Vizsgálataim alapvető célja a síkvidéki patakok környezetében megtalálható élőhelyek jellegzetességeinek feltárása volt. Ennek első fázisaként képet akartam kapni arról, hogy **milyen élőhelyek fordulnak elő a tanulmányozott helyeken**, vagyis milyen az aktuális vegetáció, mely magán viseli a társadalmi hatások (mezőgazdasági művelési módok, települések, stb.) bélyegeit is. Ismereteket akartam szerezni a közvetlenül vízparti élőhelyekről, valamint azokról, melyek ugyan a patakok környezetében, de nem azok közvetlen hatása alatt állnak.

A tipikus élőhelyek meghatározása után felmerülő következő kérdés mindenképpen az, hogy **van-e valamilyen jelentős különbség ebből a szempontból az ország különböző tájain vizsgált patakok között?** Mutatnak-e jól meghatározható jellegzetességeket az egyes tájak patakkísérő vegetációi, vagy a vízpartokra jellemző edafikus hatás összemosza az ország különböző részein tanulmányozott területeket?

Amennyiben jelentős különbségek mutatkoznak, mindenképpen meg kell határozni azok **lehetséges kiváltó okait**. Az esetleges eltéréseket alapvetően kétféle tényező eredményezheti: természetes és antropogén faktorok. A szóba jöhető természetes faktorok közül kiemelt szerepet játszhatnak a lehetséges éghajlati különbségek (óceáni, kontinentális és mediterrán hatás): vezethetnek-e ezek kis területű hazánkon belül a hasonló domborzati helyzetben lévő, víz által meghatározott élőhelyek előfordulásában és arányában jelentős különbségekhez? Vagy az éghajlat hatásánál nagyobb szerepet játszanak a patakkísérő vegetáció kialakításában a vízfolyások bizonyos hidrológiai jellegzetességei, mint például a különböző mederszakaszok eltérő vízügyi karbantartása (kaszálás, kotrás, gyomirtózás), illetve a tájanként elűtő mezőgazdasági művelés?

Ezek mellé az elsődleges célkitűzések mellé a munka különböző fázisaiban felmerülő kérdések újabb célokat vetettek fel: például az **ideális mintavételi szakasz** meghatározása, a **jobb és bal partok hasonlóságának** kérdése, az egyes élőhelytípusok **jellegzetes szakasz hosszúságának**, valamint a **fás- és lágyszárú adventív fajok jelenlétének vizsgálata**.

3. Anyag és módszer

3.1. Az összehasonlítandó patakszakaszok meghatározása, kiválasztása

Munkám során az egyik első teendő a vizsgálatok pontos helyének meghatározása volt. Ebben az eredeti kérdésfeltevésnek megfelelően a legnagyobb szerepet az játszotta, hogy a felmért patakszakaszok hazánk különböző mezoklimatikus adottságú térségeiben helyezkedjenek el. A rendelkezésre álló klimatikus adatok alapján elmondható, hogy Magyarországot három irányból, három különböző éghajlati hatás éri, ezért kézenfekvő volt hogy a vizsgálatokhoz patakokat jelöljek ki ott, ahol várakozásaimnak megfelelően a háromféle éghajlati hatás a legerősebben jelentkezik, valamint egy olyan helyen, ahol azok előreláthatólag hasonló mértékben érvényesülnek. A domborzat zavaró hatását és az eltérő kitettséget kiküszöbölendő, minden esetben közel sík vidékeket választottam, legfeljebb igen enyhe lejtésű hegyláb felszínek, vagy dombvidékek peremei tartozhattak a vizsgált területekhez. Mindezek alapján választásom a következő tájakra esett:

1. Kisalföld, ahol az erősebb északnyugati szelek és a nyugati helyzet miatt az óceáni hatás jelentősen érvényesül.
2. Az Alföld közepe, mely hazánkban a legnagyobb mértékű kontinentális hatás alatt áll, a Kárpát-medencében centrális helyzetű, így a medence-hatásnak köszönhetően szárazabb, melegebb, naposabb, és az átlagosnál szélsőségesebb éghajlattal rendelkezik.
3. Dráva-mellék, a Mecsek délnyugati előtere, ami déli irányból mediterrán hatás alatt áll.
4. A Mezőföld északi része, mely a három másiktól kb. azonos távolságra helyezkedik el, így éghajlatilag is vegyes jellegeket mutat.

A vizsgálatok helyének hozzávetőleges behatárolása után, az adatfelvételben szereplő konkrét patakszakaszok kiválasztása több lépésben és több szempont alapján történt. Az áttekintő (1:100 000) és a nagyobb méretarányú (1:10 000) EOTR térképek tanulmányozása és a terepbejárás után igyekeztem – ha erre volt lehetőség – hasonló csapásirányú patakszakaszokat kiválasztani, melyek könnyen felismerhető és meghatározható pontoknál

kezdődnek, hasonló karakterű településeken folynak keresztül, valamint jelentős részük könnyen megközelíthető és bejárható.

Mivel az ideális mintavételi szakasz hosszának meghatározása későbbi célkitűzéseim között szerepelt, igyekeztem olyan patakszakaszokat felvételezni, melyek mindenképpen elég hosszúak ahhoz, hogy megfelelő mennyiségű adatot szolgáltatassanak az egyes területek reális jellemzéséhez. A terepbejárások és a témavezetőmmel történt előzetes konzultációk alapján 10 km-es szakaszok felvételezése mellett döntöttem.

Ezeket a szempontokat figyelembe véve választottam ki vizsgálatom 20 objektumát, melyek elhelyezkedése, elnevezései, illetve jelen munkában használt rövidítései a disszertáció belső borítójában található térképen (1. térkép) vannak feltüntetve.

3.2. A használt kategóriarendszer

Munkám kezdetekor az egyik első feladat az adatok gyűjtéshez, majd azok feldolgozásához adekvát kategóriarendszer kidolgozása, vagy kiválasztása volt.

Először egy viszonylag kevés (maximum 2-3 tucat) kategóriából álló területosztályozó rendszert képzeltem el, hasonló, mint az EOTR térképek jelrendszere, mely megkülönbözteti a jellegzetes növényzeti- és területhasználati típusokat, úgymint: szántó, füves terület, sás és nád, gyümölcsös, szál-erdő, mocsár, stb. Mivel ez a rendszer – főleg a közvetlenül vízparton felvett adatsorok esetében – túl kevés információt szolgáltatna, mindenképpen finomítani kellett volna rajta az előzetes terepi felmérések tapasztalatai alapján. Ez azonban olyan kategóriarendszert eredményezett volna, mely sok szempontból szubjektív, mások által nem használt, így elszigetelt lenne, nem tenné lehetővé az eredmények kontrollálását, mások munkáinak eredményeivel való összehasonlítást.

Mindezek tudatában fordult figyelmem az akkoriban elkészült, új Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (NÉR) felé, melyet egyed feletti szerveződési szinteken, a biodiverzitás felmérésére, és annak változásait monitorozandó fejlesztettek ki (FEKETE et al. 1997). A NÉR több, különböző céllal létrehozott osztályozási rendszerből áll, melyek közül az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR) bizonyult a vizsgálataim elvégzéséhez leginkább megfelelőnek. Ez széleskörűen használható a degradált helyeken is (számos kifejezetten antropogén kategóriát tartalmaz); viszonylag kevés (eredetileg 116) és tág kategóriával dolgozik, hogy speciális cönológiai ismeretek nélkül is könnyen kezelhető

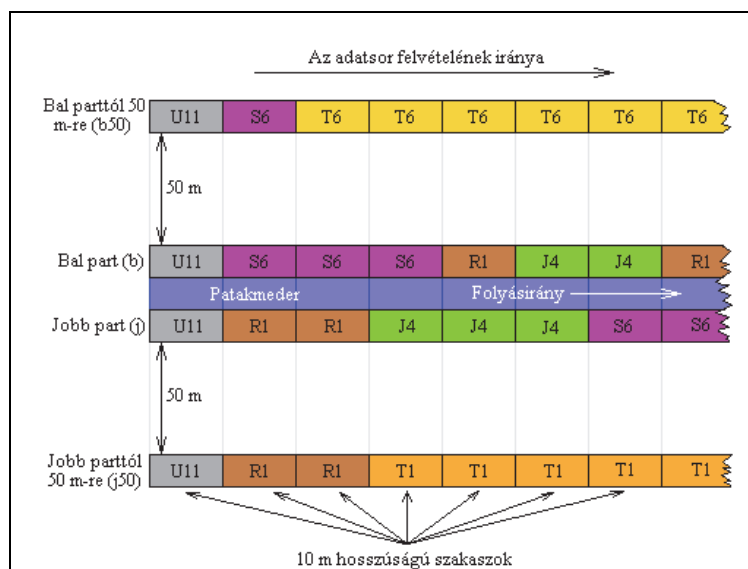
legyen; a használt kategóriák egyenrangúak, többféle módon is csoportosíthatóak; felhasználásuk pedig 1:10 000 és 1:25 000 közötti méretarányban ajánlott. Adatgyűjtésemben az Á-NÉR-nek a 2002-ben kissé kibővített változatát alkalmaztam.

Munkám során az Á-NÉR kategóriarendszerét speciális módon használtam fel, hiszen az általam választott 10 m-es felbontás már nagyobb, mint amit az Á-NÉR hagyományosan javasol, de ez csak ritkán okozott gondot a terepi munka során, valamint lehetővé tette, hogy ne kelljen hibridkategóriákat alkalmaznom. Az adatgyűjtés során regisztrált Á-NÉR kategóriák kódjai, illetve megnevezései a disszertáció hátsó borítójából kihajtható formában találhatók meg (1. melléklet).

3.3. A terepi vizsgálati módszerek

Az adatfelvétel minden patakszakasz esetében egy jól meghatározható ponton – például egy, a patak felett átívelő hídnál – kezdődött. Itt, majd a patakmeder töréseinél, illetve ha az huzamosan egyenes volt, pár száz méterenként földrajzi szélességi és hosszúsági koordinátákat vettem fel GPS-készülék segítségével, valamint feljegyeztem a jellegzetes tájékozódási pontokat (villanyoszlopok, csővezetékek, épületek, hidak, utak, stb.), hogy az adatfelvételek egyértelmű helye bármikor könnyen meghatározható legyen, és esetleg évek, évtizedek múltán az addigra jelentkező változásokat nyomon lehessen követni. Minden kiválasztott patakszakasz mellett négy darab, 10 km hosszúságú felvételt készítettem: egyet-egyét a jobb és a bal parton, és szintén egyet-egyét a jobb, illetve a bal parttól 50 m-re. Ennek a módszernek köszönhetően megállapítható, hogy milyen mértékben különbözik a jobb és a bal part, illetve a partmenti és a tőle mintegy 50 m-re elhelyezkedő élőhely növényzete. Tíz méteres felbontással dolgoztam, ami annyit jelent, hogy a vonal mentén az adott tíz méteres szakaszhoz előzetes tanulmányozás, helyi meghatározás, és utólagos konzultáció segítségével megállapítottam és hozzárendeltem az ott fellelhető élőhely-kategóriát (1. ábra). Ha a 10 m-es szakaszon belül több kategória keveredett, akkor a dominánst jegyeztem fel, hibridkategóriákat nem alkalmaztam. A 10 m-es szakaszokat lépésszámlálással határoztam meg. A terepi munka után az 1:10 000 méretarányú EOTR térképek segítségével ellenőriztem a távolságmérést, ahol szükséges volt, ott korrigáltam, de a lépésszámlálós módszer egyik 10 km-es szakaszon sem mutatott 200 m-nél nagyobb eltérést. A pontosabb mérőszalagos mérést azért vettem el, mert sokszorosára növelte volna az adatgyűjtés amúgy is hosszú

időtartamát. Az adatokat 2001, 2002 és 2003 nyarán, június és október között gyűjtöttem, a felvételezés idő és munkaigényes volta miatt területenként ugyan máskor, de egy-egy 10 km-es szakasz esetében mindig ugyanabban az évben.



1. ábra. Az élőhely-adatsorok gyűjtésének vázlata (Váli-víz 1.: 0-80m).

Az alap-adatsor készítésével párhuzamosan a legfontosabb fás- és lágyszárú özőnnövények előfordulásáról és reprezentáltságáról is gyűjtöttem adatokat. Az Á-NÉR-ben szereplő O15 (invázió lágyszárúak dominálta állomány), illetve S6 (nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések) kategóriákat bővítettem a jellegzetes fajok nevével is, ami az élőhely-típusok felmérése mellett az invázió növények elterjedésének vizsgálatát is lehetővé teszi. Az így nyert többletinformációkat csak az adventív növények megjelenésével kapcsolatos fejezetben (4.2.7.) vettem figyelembe.





A közvetlenül patakparton regisztrált adatsornál a vegetáció vízzel érintkező, esetenként igen keskeny, néhány méter széles sávjában jelentkező élőhelytípusát jegyeztem fel. Fás, vagy cserjés élőhelynek akkor tekintettem egy-egy egységet, ha a patak partján élő fák vagy cserjék lombkoronája a víz fölé nyúlt.

3.4. A vizsgált kistájak jellemzése

A tanulmányozott patakszakaszok több, karakterisztikájukban többé-kevésbé hasonló kistájon folynak keresztül, melyek ismerete a patakokat kísérő élőhelyek közötti különbségek

okainak feltárásához sok segítséget nyújt. A kistájak megnevezése, azonosítási száma, valamint a 3.4. fejezet különböző táblázataiban összefoglalt adatok a *Magyarország kistájainak katasztere* (MAROSI – SOMOGYI, 1990) című munka alapján szerepelnek dolgozatomban. A felvételezett patakszakaszok táji hovatartozását az 1. táblázat mutatja be, amiben jól megfigyelhető, hogy mely patakok mely szakaszai nyúlnak át a hivatalos tájnévmenklatúra szerint dombvidéki, vagy hegyláb felszíni területekre.

1. táblázat. A felvételezett patakszakaszok táji hovatartozása. Az itt alkalmazott, az adatfelvétel helyére vonatkozó színek a disszertációnak a 3.4. fejezetére mindenhol érvényes, ahol külön színelv nem található. A tájak neve után zárójelben azoknak a *Magyarország kistájainak katasztere* című munkában használt kódszámok olvashatóak.

	Észak-mezőföldi adatok		Kisalföldi adatok		Kiskunsági adatok		Dráva-melléki adatok
Nagytáj (makrorégió)	Középtáj (mezorégió)	Kistájcsoporthoz (szubregió)	Kistáj (mikrorégió)	Hozzá tartozó patakszakaszok			
Alföld (1)	Duna-Tisza közti síkvidék (1.2)	-	Kiskunsági-lőszőshát (1.2.16)	Csukás-éri-főcsatorna 1			
				Csukás-éri-főcsatorna 2			
				Csukás-éri-főcsatorna 3			
				Félegyházai-vízfolyás 1			
				Félegyházai-vízfolyás 2			
	Mezőföld (1.4)	Észak-Mezőföld (1.4.1)	Érd-Ercsi-hátság (1.4.11)	Benta			
				Szent László-patak alsó szakasza			
				Szent László-patak felső szakasza			
				Váli-víz 2			
				Váli-víz 3			
Kisalföld (2)	Dráva-mellék (1.5)	-	Fekete-víz-síkja (1.5.12)	Pécsi-víz alsó szakasza			
				Almás-patak 2 alsó szakasza			
				Gyöngyös alsó szakasza			
				Nyugati-Gyöngyös alsó szakasza			
				Csángota-ér alsó szakasza			
	Győri-medence (2.1)	Rábaköz (2.1.3)	Csornai-sík (2.1.32)	Sokorói-Bakony-ér alsó szakasza			
				Csángota-ér felső szakasza			
				Sokorói-Bakony-ér középső szakasza			
				Vezeny-ér 1			
				Vezeny-ér 2			
Dunántúli - domboság (4)	Belső-Somogy (4.3)	-	Kelet-Belső-Somogy (4.3.12)	Gyöngyös felső szakasza			
				Nyugati-Gyöngyös felső szakasza			
	Mecsek és Tolna-Baranyai-dombság (4.4)	Baranyai-dombság (4.4.3)	Dél-Baranyai-dombság (4.4.34)	Pécsi-víz felső szakasza			
				Almás-patak-1			
				Almás-patak 2 felső szakasza			
Dunántúli középhegység (5)	Bakony-vidék (5.1)	Bakonyalja (5.1.5)	Pannonhalmi-dombság (5.1.52)	Sokorói-Bakony-ér felső szakasza			
				Váli-víz 1 alsó szakasza			
				Váli-víz 1 felső szakasza			
	Vértes-Velencei-hegyvidék (5.2)	Velencei-hegység és környéke (5.2.3)	Lovasberényi-hát (5.2.33)				
	Dunazug-hegyvidék (5.3)	Bicske-Zsámbéki-medence (5.3.2)	Etyeki-dombság (5.3.21)				

A dolgozatomban szereplő ilyen patakszakaszokról és környezetükről tudnivaló, hogy a nem alföldi kistáj alfölddel határos peremén, az általuk feltöltött, széles, közel vízszintes talpú völgyekben, gyakorlatilag síksági körülmények között húzódnak, tehát vizsgálataim szempontjából síkvidéki patakoknak tekinthetők.

3.4.1 Helyzet, kialakulás, felszín, geomorfológia

A vizsgálati területeken előforduló kistájak helyzetével, kialakulásával, geomorfológiájával és felszínével kapcsolatos legfontosabb adatokat a 2. táblázat tartalmazza. A tanulmányozott patakpartokról ezek alapján elmondható, hogy kisebb vagy nagyobb vízfolyások egykori, vagy mai hordalékkúpjain kialakult, túlnyomó részben eróziós-deráziós völgyekkel közepesen tagolt, főleg lösszel, esetenként kavicssal, iszappal vagy agyaggal borított, síksági képet mutató tájak, melyek átlagmagassága 80 és 250 m közötti. A többi kistájtól valamelyest eltér a Kiskunsági löszös hát, melyen egykori futóhomokbuckák, illetve azok között szikes tavak és laposok húzódnak.

2. táblázat. A vizsgálati területek kistájainak felszíne, domborzata és geológiája

Kistáj	Átl. tszf. mag. (m)	Felszíne, domborzata, geológiája
Etyeki-dombság	200-250	Az Etyeki-dombság a Gerecse déli előterében elhelyezkedő, mérsékelt tagolt eróziós-deráziós dombság, melynek felszíne enyhén hullámos, lapos hátakból és széles völgyekből áll. Felszínét lösz és löszös lejtőüledékek takarják, melyek alatt harmadidőszaki kavics és homok helyezkedik el. A Váli-víz egy tágas, saját hordalékával feltöltött, majdnem teljesen sík, tál alakú völgyben folyik.
Lovasberényi-hát	170	A Vértes és a Velencei-hegység között, a Mezőföld északi részével határosan elhelyezkedő, eróziós-deráziós völgyekkel és fiatal peremsüllyedésekkel tagolt, pannóniai alapzatú, aszimmetrikus löszös hát. Vízfolyásai majdnem sík, igen széles alapú völgyekben haladnak.
Váli-víz síkja	106-185	A Váli-víz síkja a Mezőföld északi részén elhelyezkedő, féloldalas és aszimmetrikusan kiemelt, ÉNy-DK-i teraszos völgymedencékkel szabdalta eróziós halomvidék. Északnyugati része közepes magasságú tagolt síkság, míg középső és délkeleti része völgyközi hátakra bontott, kisebb relatív reliefű, enyhén tagolt síkság. Felszínét lösztakaró borítja, mely a déli területeken akár 10-20 m vastagságot is elérhet.
Érd-Ercsi-hátság	93-198	A Mezőföld északi részén, a Duna jobb partján elhelyezkedő kistáj. Felszíne DK felé lejt, ÉNy-i csapású, tektonikusan előjelzett teraszos völgyek és völgyközi hátak alkotják, melyek hullámos síkság képét mutatják, és eróziós-deráziós folyamatoknak köszönhetik létüket. A felszínen és a felszín közelében a folyók felhalmozta kavicsos és homokos hordalékokat, valamint részben eolikus, részben áthalmozott löszös üledékeket találhatunk.
Pápa-Devecseri-sík	150	A Kisalföld déli-délkeleti részét alkotó, a Marcal-medence és a Bakonyalja között elhelyezkedő, terjedelmes, enyhén tagolt hordalékkúp-síkság. A Rába és a bakonyi vízfolyások közös hordalékkúpjának maradványa, így területét kavicsos, löszös, iszapos és homokos üledékek borítják. Felszínét a Bakonyból a Marcal felé lefutó patakok K-Ny-i irányú, egymással párhuzamos völgyekkel szabdalják.
Csornai-sík	113-123	A kistáj a Győri-medencének és egyben a Kisalföldnek is a közepén helyezkedik el. Geológiailag a Rába északi irányba lejtő, megsüllyedt hordalékkúp-lejtője. A mélyben fekvő homokos-kavicsos pleisztocén rétegeket jelenkori folyóvízi iszap, lápi és réti agyag, a rossz lefolyású teknőkben tőzeg, valamint a teraszszigeteken dűnehomok fedi.
Pannonhalmi-dombság	200-316	A Bakonyaljának a Marcal-medence és a Komárom-Esztergomi-síkság közé beékelődő, DK-ÉNy csapásirányú, három izolált vonulatból (Csanak, Szemere és Pannonhorma) álló dombsága. Vonulatai löszből, agyagból, homokból, kavicsból és szoliflukciós üledékből épültek fel. Környezete fölé magasodó felszínét eróziós és deráziós völgyek, elkeskenyedő dombhátak, hátravágódó völgyfők és enyhén feltöltődő domblábi lejtők teszik változatossá. Alakrajzilag a közepesen és az erősen tagolt dombságok közé tartozik.
Igmánd-Kisbéri-medence	125-180	A Kisalföld keleti nyúlványának, a Komárom-Esztergomi-síkságnak a déli részén elhelyezkedő, eróziósan felszabdalt, hullámos felszínű medencesíkság, melynek felszínét a folyóvízi- és a szélerózió, valamint a lejtőfolyamatok alakították ki. Felépítésében különböző üledékek (lösz, öntésiszap, homok, kavics) vesznek részt. Felszínét számos, a Bakonyból Északnak futó patak tagolja.
Kiskunsági löszös hát	82-140	A Duna-Tisza-közén elhelyezkedő lösszel és homokkal fedett hordalékkúp-síkság, melynek felszíne alföldi viszonylatban közepesen tagolt. Területének jelentős része enyhén tagolt síkság, amit mozaikszerűen kisméretű, esetenként tavakkal, mocsarakkal kitöltött mélyedések és tágas, szikes laposok fednek. Ez utóbbiak különösen jellemzőek a kistáj Kiskunfélegyházától K-DK-re elterülő részén. Kiskunfélegyháza és Kecskemét között ÉNy-DK-i csapásirányú homokbuckákat találunk, melyeket 1,5 m vastag lösz borít, közöttük gyakran szikes tavakkal kitöltött, ovális kismedencék sora húzódik meg. A kistáj felszínét az ősdunai hordalékkúpra települt ártéri, infúziós lösz és homokos lösz borítja, a K-i és DNY-i peremeken jelentős mennyiségű futóhomokkal. Emellett a felszínnek nagyjából 15%-át foglalják el a mésziszapos, szikes laposok.

Kistáj	Átl. tszf. mag. (m)	Felszíne, domborzata, geológiája
Fekete-víz síkja	96-130	A Baranyai-dombság és a Dráva-sík között elhelyezkedő enyhén tagolt, DK-en hullámos, magasártéri-jellegű hordalékkúp-síkság, melyet sűrűn tagolnak öntésföldekkel jellemzett, alacsonyártéri szintű, magas talajvízű patak völgyek. Vastag, főleg folyóvízi pleisztocén és holocén hordalékréteg (folyóvízi iszap, homok, infúziós lösz) takarja, melyre a würmben itt-ott futóhomok települt. Nyugati része fokozatosan emelkedik, kötött homokos, enyhén buckás felszínű hordalékkúp-síkság.
Dél-Baranyai-dombság	130-250	A Dél-Baranyai-síkság a Mecsek és a Dráva-mellék között elhelyezkedő kistáj, mely szinte teljesen körbezárja a Pécsi-síkságot, a Geresdi-dombságot és a Villányi-hegységet. Közepesen és gyengén tagolt, részben dombsági, részben síksági képet mutat. Nagy része völgyközi hátakra tagolt, törésvonalak mentén feltagolt eróziós-deráziós dombság, melynek pannóniai rétegeit agyagos-löszös lejtőüledékek takarják. A Villányi-hegységtől D-re és DNy-ra, a Pécsi-víz és a Bükkösi-víz közén hordalékkúp-síkság alakult ki.
Dél-Zselic	200-250	A kistáj a Zselicnek fő vízválasztójától délre eső, a tágabb értelemben vett Drávamenti-síkságra ereszkedő része. Területén a pannóniai homokos-agyagos üledékeket vékonyabb-vastagabb löszréteg fedi. Északi fele erősen tagolt, É-D-i irányú eróziós-deráziós dombság, melynek völgyei akár 50-100 m mélységűek is lehetnek. Déli része a Dráva-mellékhez képez átmenetet, itt a dombok lealacsonyodnak, és a táj széles völgyhálózattal tagolt hordalékkúp-síkságba megy át.
Kelet-Belső-Somogy	160	A kistáj a Nagy-berek és a Dráva-völgy között húzódik. Felszíne homokos, enyhén lankás, kultúrshytypus jellegű hordalékkúp-síkság, melyet többé-kevésbé mentesített árterű patak völgyek tagolnak. Jellemzőek rajta az É-D-i irányú futóhomokformák. Az egymásra merőleges szerkezeti vonalak mentén különböző mértékben feltöltött medencéket főleg homokból és agyagból álló, változó vastagságú pannóniai üledékek borítják.

A síkvidékiektől természetesen nagyban eltérnek a hegylábfelszíni és dombvidéki kistájak, de az általam tanulmányozott patakszakaszok ezeknek nem tipikus, hanem peremi helyzetű, síksági képet mutató részein húzódnak, ezért az ilyen eltéréssel csak körültekintően, ennek tudatában szabad foglalkozni.

3.4.2 Éghajlat

A 3. táblázat a felmérésben szereplő kistájak néhány fontosabb éghajlati mutatóját tartalmazza. Ahol a *Magyarország kistájainak katasztere* „től-ig” értékeket adott meg, ott a könnyebb statisztikai kiértékelhetőség végett azok középértékét jegyeztem be a táblázatba. Az adatokat szemlélve megállapíthatjuk, hogy a vizsgált kistájak éghajlati mutatói közötti különbségek igen csekélyek, mindössze az körvonalazódik, hogy a Kiskunsági löszös hát kicsit naposabb, melegebb, szélsőségesebb és szárazabb (tehát kontinentálisabb), a Dráva-mellék kistájai naposabbak, melegebbek és csapadékosabbak, az Észak-Mezőföld kistájai pedig valamivel szárazabbak az átlagosnál.

3. táblázat. A felmérésben szereplő kistájak néhány fontosabb éghajlati mutatója.

	Etyeki-dombság	Lovasberényi-hát	Váli-víz síkja	Érd-Ercsi-hátság	Pápa-Devecseri-sík	Csornai-sík	Pannonhalmi-dombság	Igmánd-Kisbéri-medence	Kiskunsági löszös hát	Fekete-víz síkja	Dél-Baranyai-dombság	Dél-Zselic	Kelet-Belső-Somogy
Évi napfényösszeg (óra)	1980	1980	2000	2000	2000	1950	1950	2000	2090	1990	2060	2000	1975
A nyári negyedév napfényösszege (óra)	790	790	800	795	780	780	763	780	840	810	830	800	790
A téli negyedév napfényösszege (óra)	190	195	190	190	188	185	190	185	200	205	215	200	195
Éves átlaghőmérséklet (C°)	9,7	9,6	10	10	9,75	9,75	9,75	10	10,5	10,4	10,2	10	10,2
A 10 C°-nál melegebb középhőmérsékletű napok száma	187	188	187	190	181	181	183	184	194	193	192	191	192
Fagymentes időszak (nap)	185	186	204	202	186	187	187	186	203	196	205	192	192
Csapadék évi összege (mm)	590	600	550	560	625	615	620	600	550	730	675	725	745
Tenyészydőszak csapadékösszege (mm)	320	310	320	320	395	355	385	345	315	450	395	420	430
Hótakarós napok száma évente	35	38	31	32	40	35	40	37	31	35	37	35	35
Átlagos maximális hótakaró (cm)	22	23	20	20	27	24	29	27	19	27	27	29	27
Ariditási index	1,18	1,2	1,28	1,26	1,15	1,13	1,11	1,18	1,28	0,95	1,04	0,97	0,94
Átlagos szélesebség (m/s)	3,25	3	2,75	3	3,2	2,9	3,1	2,9	2,75	2,75	2,9	2,75	3

3.4.3. Talajadottságok

Ha a kistájak egészének talajadottságait vizsgáljuk, akkor a Kisalföldön és a Dráva-melléken a különböző barna erdőtalajok uralkodnak, az Észak-Mezőföldön a csernozjomok, a Kiskunságon pedig a homok- és a csernozjom, valamint a szikes talajok a leggyakoribbak (MAROSI – SOMOGYI, 1990). Ezek a különbségek azonban a parti élőhelyekre feltételezhetően nincsenek hatással, hiszen a közvetlenül patak völgyi talajadottságokat összefoglaló 4. táblázat tanúsága szerint a patak völgyekben minden esetben a réti- és öntéstalajok, illetve azok különböző típusai dominálnak, melyek mechanikai összetétele általában vályog, ami a

hordalékkúpokon (Kisalföld, Duna-Tisza-köze, Dráva-mellék) homokkal egészül ki. Ezen patak völgyi talajok termékenysége közepes, vagy annál rosszabb (VI-VII, esetleg VIII, X), és egyes kistájakon jelentős karbonát tartalmuk lehet.

4. táblázat. A kistájak patak völgyeinek talajadottságai.

Talajtípus a patak völgyben	Etyeki-dombság	Lovasberényi-hát	Váli-víz síkja	Érd-Ercsi-hátság	Pápa-Devecseri-sík	Csornai-sík	Pannonhalmi-dombság	Igmánd-Kisbéri-medence	Kiskunsági-lőszös hát	Fekete-víz síkja	Dél-Baranyai-dombság	Dél-Zselic	Kelet-Belső-Somogy
	Lőszös üledéken kialakult réti öntés talajok	Réti öntés talajok	Réti öntés talajok	Lőszös üledéken kialakult réti öntés talajok	Réti talajok, lápos réti talajok, réti öntéstalajok	Réti talajok, réti öntéstalajok, lápos réti öntéstalajok és fiatal, nyers öntéstalajok	Réti talajok	Réti és réti öntéstalajok	Szolonyecses réti talajok, réti talajok, réti öntéstalajok és nyers öntéstalajok	Réti és réti öntéstalajok	Lőszös üledéken kialakult réti és réti öntés talajok	Réti és réti öntéstalajok	Réti és réti öntéstalajok
Mechanikai összetétel	Vályog	Vályog	Vályog	Vályog	Vályog	Agyagos vályog	Homokos vályog	Homokos vályog, vályog	Homokos vályog	Vályog, homokos vályog	Vályog	Vályog	Homokos vályog
Termékenységi besorolás	VI-VII.	VI.	VI.	VI.	VI-VII.	V-VII.	VI.	VI.	VI-X	V-VI.	VI.	V-VI.	VI-VII-VIII.
Egyéb					Szénsavas mész		Karbonát						Szénsavas mész

3.4.4. Területhasznosítás

A vizsgált kistájak, valamint azok ártereinek területhasznosítására vonatkozó százalékos adatok az 5. táblázatban találhatóak.

5. táblázat. A kistájak és árterek területhasznosítása százalékban kifejezve (n. a. = nincs adat).

0,01-9,99	10-19,99	20-29,99	30-39,99	
40-49,99	50-59,99	60-69,99	70-79,99	80-89,99

		Etyeki-dombság	Lovasberényi-hát	Váli-víz síkja	Érd-Ercsi-hátság	Pápa-Deveseri-sík	Csornai-sík	Pannonhalmi-dombság	Igmánd-Kisbéri-medence	Kiskunsági-lőszőshát	Fekete-víz síkja	Dél-Baranyai-dombság	Dél-Zselic	Kelet-Belső-Somogy
Összes terület (km²)		200	190	210	160	1100	550	300	650	1350	500	1250	500	1500
Az összes területből védett		0,25	0	0,3	0,1	0,55	0	0,1	0	0,5	0,00	0,4	0,17	0,4
A teljes kistájból (%)	Belterület	4,6	2,9	6,6	15,2	4,9	7,6	4,7	4,8	3,1	4	4,8	3,4	3,3
	Szántó	71,8	85,6	84,6	74,5	73,6	75	66	85,5	76,9	72,1	77,7	64,4	60
	Kert	1,7	1,5	0,3	3	1,2	0,4	1,4	0,25	0,8	0,1	1,5	0,8	1,1
	Szőlő	5,2	1,7	0,8	2,7	1	0,1	5,1	2,2	2	0,6	3,2	1,4	1,2
	Rét, legelő	1,2	1,4	3,2	0,1	5,3	6,9	0,7	2,5	10	5,7	0,9	9	3,3
	Erdő	13,1	5,9	2,3	3,2	13,5	5,7	21,8	4,3	5,1	17,2	11,5	20,4	30
	Vízfelszín	0,2	0,8	0,6	0,5	0,2	1	0	0,1	1,5	0,1	0,2	1,2	0,7
	Ártér, elhagyott és bányaterület	2,2	0,2	1,6	0,8	0,3	2,8	0,3	0,35	0,6	0,2	0,3	0,4	0,5

Az ártérből (%)	Belterület	n. a.	7,38	4,13	18,33	5,98	n. a.	4,81	3,92	n. a.	1,75	10,38	4	3,45
	Szántó	22,91	12,42	24,31	30,83	32,48	n. a.	44,23	35,03	n. a.	7,89	47,33	9,33	39,55
	Rét, legelő	69,16	75,17	66,97	47,50	52,99	n. a.	50	58,28	n. a.	74,56	40,99	13,33	44,42
	Erdő	7,93	5,03	4,59	3,33	8,55	n. a.	0,96	2,76	n. a.	15,79	1,30	73,33	12,58

A teljes kistájak területhasznosításáról elmondható, hogy tipikus kultúrsztyepek, hiszen területük nagy részét kivétel nélkül szántók teszik ki. A rétek és legelők aránya mindössze a Kiskunsági löszös háton érte el a 10%-ot, míg az erdők néhány – főleg Dráva-melléki – kistáj esetében borítanak nagyobb területeket.

Az árterek hasznosításának vizsgálatakor bizonyos mértékben megváltozik a helyzet: itt már mindenhol jelentősebbek a rétek és legelők, mint a szántók. Arányuk az Észak-Mezőföldön a legmagasabb. Az erdők területaránya általában az ártereken is alacsony, mindössze a Dráva-melléken számottevő.

3.5. A vizsgált patakszakaszok helyzete és rövid jellemzése

Az adatgyűjtés során részletesen megvizsgált patakszakaszok pontos elhelyezkedését leíró földrajzi koordinátákat GARMIN-12 típusú GPS berendezéssel határoztam meg, melynek vízszintes hibaértéke 10 méteren belüli. Az így kapott értékeket, valamint az EOTR térképekről leolvasott tengerszint feletti magasság számokat és az azokból számolt mederlejtés-adatokat a 6. táblázatban foglaltam össze.

6. táblázat. A vizsgált patakszakaszok földrajzi koordinátái, magasságadatai és mederlejtése.

Patakszakasz	Földrajzi koordináták				Tengerszint feletti magasság (m)		Mederlejtés 10 km-en (m)
	Kezdőpont		Végpont		Kezdőpont	Végpont	
	Északi szélesség	Keleti hosszúság	Északi szélesség	Keleti hosszúság			
Benta	47°23,798'	18°50,384'	47°19,566'	18°54,764'	114	100	14
Szent László-patak	47°18,735'	18°47,257'	47°14,652'	18°50,868'	105	97	8
Váli-víz 1	47°25,376'	18°35,902'	47°21,263'	18°41,060'	127	111	16
Váli-víz 2	47°21,263'	18°41,060'	47°17,082'	18°45,898'	111	102	9
Váli-víz 3	47°17,082'	18°45,898'	47°12,651'	18°49,789'	102	98	4
Csángota-ér	47°28,949'	17°33,837'	47°30,661'	17°27,534'	131	121	10
Sokorói-Bakony-ér	47°31,801'	17°34,814'	47°36,201'	17°31,597'	122	114	8
Cuhai-Bakony-ér	47°29,865'	17°54,051'	47°34,699'	17°54,271'	160	138	22
Vezseny-ér 1	47°30,022'	17°51,766'	47°34,614'	17°49,801'	165	135	30
Vezseny-ér 2	47°34,614'	17°49,801'	47°37,029'	17°45,091'	135	117	18
Csukás-éri-főcsatorna 1	46°52,909'	19°45,145'	46°49,205'	19°49,344'	113	101	12
Csukás-éri-főcsatorna 2	46°49,205'	19°49,344'	46°45,647'	19°54,778'	101	92	9
Csukás-éri-főcsatorna 3	46°45,647'	19°54,778'	46°42,014'	19°59,666'	92	85	7
Félegyházai-vízfolyás 1	46°43,709'	19°50,766'	46°40,251'	19°55,382'	96	86	10
Félegyházai-vízfolyás 2	46°40,251'	19°55,382'	46°38,350'	19°59,784'	86	83	3
Almás-patak 1	46°09,816'	17°53,261'	46°06,265'	17°49,238'	132	120	12
Almás-patak 2	46°04,942'	17°48,385'	46°00,153'	17°48,648'	115	106	9
Pécsi-víz	45°59,141'	18°04,230'	45°55,698'	17°59,735'	108	99	9
Nyugati-Gyöngyös	46°03,126'	17°37,423'	46°59,735'	17°41,977'	117	106	11
Gyöngvös	46°04,304'	17°42,408'	45°59,130'	17°43,860'	129	109	20

A vizsgáltak közül legnagyobb tengerszint feletti magasságon (165 és 135 m között) a Vezseny-ér első, míg legkisebben (86 és 83 m között) a Félegyházai-vízfolyás második felvételezett szakasza folyik. A 10 km-en mérhető legnagyobb és legkisebb mederlejtés értékeket is ezek a patakok mutatják: a Vezseny-ér első szakaszán 30 m, a Félegyházai-vízfolyás második szakaszán pedig mindössze 3 m a meder lejtése. A mintavételi területek növényföldrajzi besorolását, vagyis azt, hogy a kérdéses patakszakaszok melyik flóratartományba, flóraidékbe, illetve flórajárásba sorolhatók (MAROSI – SOMOGYI, 1990), illetve a közép-európai flóratérképezési háló szerint hova tartoznak (NICKLFELD, 1971), a 7. táblázatba rendeztem. A vizsgált patakszakaszok mindegyike a Pannonicum

flóratartományban helyezkedik el, azon belül pedig túlnyomó többségük az Eupannonicum flóraidékben. Egyes szakaszok a Kisalföldön, vagy az Észak-Mezőföldön a Bakonyicum területére, míg a Dráva-melléken a Praeillyricumba csúszhatnak át. Mindegyik patakszakasról a disszertáció végén elhelyezett 2. mellékletben látható 4-4 fotó.

7. táblázat. A vizsgált patakszakaszok növényföldrajzi és flóratérképezési besorolása.

Patakszakasz	Flóraidék	Flórajárás	Nicklfeld-féle flóratérképezési cella
Benta	Eupannonicum	Colocense	8679
Szent László-patak	Eupannonicum	Colocense	8778, 8779
Váli-víz 1	Bakonyicum	Pilisense és Vesprimense	8677
Váli-víz 2	Bakonyicum és Eupannonicum	Vesprimense és Colocense	8678
Váli-víz 3	Eupannonicum	Colocense	8778
Csángota-ér	Bakonyicum és Eupannonicum	Vesprimense és Arrabonicum	8570, 8571
Sokorói-Bakony-ér	Bakonyicum és Eupannonicum	Vesprimense és Arrabonicum	8471, 8571
Cuhai-Bakony-ér	Bakonyicum és Eupannonicum	Vesprimense és Arrabonicum	8473
Vezseny-ér 1	Bakonyicum és Eupannonicum	Vesprimense és Arrabonicum	8473
Vezseny-ér 2	Bakonyicum és Eupannonicum	Vesprimense és Arrabonicum	8373
Csukás-éri-főcsatorna 1	Eupannonicum	Praematricum	9184
Csukás-éri-főcsatorna 2	Eupannonicum	Praematricum	9285
Csukás-éri-főcsatorna 3	Eupannonicum	Praematricum	9285
Félegyházai-vízfolyás 1	Eupannonicum	Praematricum	9385
Félegyházai-vízfolyás 2	Eupannonicum	Praematricum	9385
Almás-patak 1	Praeillyricum	Somogyicum	9973
Almás-patak 2	Eupannonicum és Praeillyricum	Somogyicum és Titelicum	9972, 0072
Pécsi-víz	Eupannonicum és Praeillyricum	Sopianicum és Titelicum	0073
Nyugati-Gyöngyös	Eupannonicum és Praeillyricum	Somogyicum és Titelicum	9971, 0071
Gyöngyös	Eupannonicum és Praeillyricum	Somogyicum és Titelicum	9971, 0071

3.6. A vizsgált területeket jellemző összesítések és indexek

Az adatok kiértékelésének első lépése néhány egyszerű, leíró statisztika elkészítése volt. Amellett, hogy összesítettem a talált élőhelyeket, és meghatároztam azok megoszlását (és arányát), megvizsgáltam több alapvető mutató értékét is az összes (80 db) kapott adatsorban. Ilyen mutatók voltak a fragmentáltság, a talált kategóriák száma, a változatosság, a diverzitás, az egyenletesség (ekvitabilitás, evenness) a természetesség, az invázió fajok uralta élőhelyek aránya és a fás szárú vegetáció aránya. A könnyebb kiértékelhetőség és összehasonlíthatóság kedvéért – az élőhelykategóriák számának, a diverzitásnak és az egyenletességnek kivételével – igyekeztem a fenti mutatókat olyan indexek formájában kifejezni, melyek értéke 0-tól 1-ig terjedhet.

3.6.1. Fragmentáltság

A fragmentáltság megmutatja, hogy a vizsgált szakaszon összesen hány kategóriahatár húzódik. Értékéből és a vizsgált szakasz nagyságából kiszámítható az átlagos élőhelyfolt mérete is: a felvétel teljes hossza osztva az élőhely határok számával.

Hasznos ezt a mutatót fragmentáltsági index (f) formájában használni, mely 0 és 1 közötti szám lehet. Értéke akkor nulla, ha a vonal mentén történő felvétel teljes hosszában egyetlen kategóriahatár sem figyelhető meg, vagyis a terület teljesen egységes, és akkor egy, ha a használt felbontás mellett minden egység különbözik a szomszédos két egységtől. Számítási módja:

$$f = \frac{g + 1}{N}$$

ahol g a vizsgált transzekt mentén regisztrált élőhelyhatárok száma, N pedig a felvételen megkülönböztetett egységek (felbontásból adódó) száma.

3.6.2. Az élőhely-kategóriák száma

A vizsgált területen (patakszakaszon) talált élőhely-kategóriák száma az adott vidék sokszínűségére, vagy a sokszínűség hiányára utal. Értéke egyszerű összeszámlálás segítségével határozható meg.

Az élőhely-kategóriák száma – például a 3.6.3. fejezetben ismertetett változatosság számításához – kifejezhető kategória-index (c) formájában is:

$$c = \frac{b}{N}$$

ahol b az adott szakaszon a felbukkanó élőhely-kategóriák száma, N pedig a vizsgált szakaszon a felbontásból adódóan megkülönböztetett egységek száma. A kategóriaindex értékeinek elemzésekor nem szabad figyelmen kívül hagyni, hogy az pozitívan korrelál a vizsgált terület kiterjedésével, hiszen minél nagyobb területet analizálunk, annál többféle élőhellyel találkozhatunk, de ez az összefüggés nem egyszerű egyenes arányosság. A vizsgált terület újabb és újabb egységnyi növelésével egyre kevesebb új kategória bukkan fel, hiszen a már megtalált kategóriák ismétlődése egyre valószínűbb. Így ebben az esetben a különböző hosszúságú, vagy különböző felbontású felvételekben kapott kategóriaindexek egymással nem összevethetők. Minél nagyobb területet tanulmányozunk ugyanabban a felbontásban, vagy

minél nagyobb felbontásban vizsgáljuk ugyanazt a területet, a kategóriaindex értéke annál kisebb lesz.

3.6.3. Változatosság

A változatosság, mint táj jellemző mutató, egyszerre érzékeny az élőhelyfoltok nagyságára, valamint arra, hogy ezen foltok hányféle élőhelyhez tartoznak. Értékét a fragmentáltság (f) és a talált kategóriák számának (c) szorzata adja.

Fenti mutató különösképpen alkalmas az adott táj egy transzekt mentén megfigyelhető változékonyságának detektálására változatossági index formájában:

$$v = f \cdot c$$

melynek értéke 0 és 1 közötti szám. Mivel a változatossági index a kategóriaindex-től függ, ezért ahhoz hasonlóan ez sem alkalmas különböző hosszúságú, vagy különböző felbontásban felvételezett adatsorok összevetésére.

3.6.4. Diverzitás

A diverzitás az előző indexekhez hasonlóan a sokféleség kifejezésére szolgál. Disszertációm keretei között a Shannon-féle diverzitást számoltam:

$$D = -\sum_{i=1}^k \left(\frac{n_i}{N} \log_{10} \frac{n_i}{N} \right)$$

ahol $p_1, p_2, \dots, p_i \dots p_k$ a regisztrált kategóriák részesedése a vizsgált szakaszból.

3.6.5. Egyenletesség

Mivel a diverzitás értéke azonos lehet abban az esetben, ha egy vizsgált patakszakasz mentén sokféle élőhely fordul elő, melyek megoszlása egyenetlen, illetve ha a mintavételi területen kevés élőhely van, viszont azok megoszlása egyenletes (PRÉCSÉNYI, 1991), indokolt az egyenletesség értékének meghatározása is. Az egyenletességet az alábbi képlet alapján határoztam meg:

$$E = \frac{D}{D_{\max}}$$

ahol D az aktuális diverzitás értéke, D_{\max} pedig az előforduló élőhely-kategóriák száma által meghatározott maximális diverzitás érték (KREBS, 1985).

3.6.6. Természetesség

A terepi munka során regisztrált élőhelyek természetességi szempontból az Á-NÉR szerint 3 kategóriába sorolhatók. Ennek megfelelően minden általam regisztrált egység is kapott egy természetességi értéket. Az első csoportba, a „természetközeli élőhelyek” (Á-NÉR besorolás: A-N) csoportjába tartozók 1-et, a másodikba, a „természetközeli bolygatott és gyomos élőhelyek” (Á-NÉR besorolás: O-R) csoportjába tartozók 0,5-öt, míg a harmadikba, az „erdő- mezőgazdasági és egyéb élőhelyek” (Á-NÉR besorolás S-U) közé tartozók 0-t.

Ezzel a módszerrel meghatároztam minden általam felvett adatsor természetességi értékét. Ha a kapott értékeket elosztottam a felvett egységek számával, akkor itt is 0 és 1 közötti számot kaptam, amit természetességi indexnek (t) neveztem el:

$$t = \sum_{i=1}^k \frac{t_i}{N}$$

ahol $t_1, t_2, \dots, t_i \dots, t_k$ a vizsgált szakasz egységeinek természetességi értékei (1, 0,5, vagy 0), N pedig a felvett egységek száma. Ez az index alkalmas mind a teljes adatsorok, mind azok rövidebb szakaszainak összevetésére.

3.6.7. Invázió fajok uralta élőhelyek aránya

Bizonyos szempontok szerint talán a legkevésbé természetes élőhelyek azok, melyeket a tájidegen, kultúrákból kiszabadult, és spontán nagy számban elterjedt akár fás, akár lágyszárú özönnövények uralnak, így ezek arányát és fajösszetételét érdemes volt felvételenként és tájanként is részletesebben megvizsgálni.

Adott felvételben az adventívek arányának meghatározására egy igen egyszerű módszert használtam, mely a természetességi indexéhez hasonló alapokon nyugodott, három helyett azonban mindössze kétféle kategóriával. A felvett egységek értékét 1-nek vettem, ha abban lágyszárú (O15) vagy fásszárú adventívek (S6) – vagyis az emberi tevékenység kapcsán elterjedt, rendszerint behurcolt, idegen származású fajok, főként gyomok – domináltak, és 0-nak, ha nem adventív fajok uralták; ez lett az egységek inváziós értéke. Ezeket az értékeket a

vizsgált szakaszokon összeadva, majd az egységek számával elosztva kiszámítható az invázió index, mely 0 és 1 közötti szám, és bármilyen hosszúságú adatsorok összevetésére alkalmas:

$$I = \sum_{i=1}^k \frac{a_i}{N}$$

ahol $a_1, a_2, \dots, a_i \dots a_k$ a felvétel egységeinek inváziós értékei (0, vagy 1), N pedig a felvétel összes egységeinek száma (jelen esetben 1000).

Ezután következett a részletesebb, fajösszetételt is figyelembe vevő analízis, melynek során megvizsgáltam, hogy összességében és az egyes felvételekben melyik lág- és fásszárú özönnövény milyen arányban jelent meg domináns mennyiségben, és ezek megoszlása milyen táji jellegzetességeket mutat.

3.6.8. A fás szárú vegetáció aránya

Minden élőhely egyik legfontosabb tulajdonsága, hogy fásszárú, vagy lágyszárú növények dominálnak-e benne. Ettől függ, hogy milyen lesz a színtezettsége, milyen mikroklíma alakul ki benne, és hogy milyen állatok otthonává válhat. Emellett utalhat adott hely bolygatottságának mértékére is: ha állandóan kotornak, kaszálnak, művelnek vagy gyomirtóznak egy területet, a cserje, vagy fatermetű növényeknek esélyük sincs a felnövekedésre. Mindezek ismeretében célszerű volt a fás és cserjés élőhelyek arányának meghatározása is a vizsgált területeken.

Az általam erre használt módszer gyakorlatilag megegyezett az invázív fajok részesedésének vizsgálatakor alkalmazottal. Minden felvett egység értékét 0-nak vettem, ha fátlan, 1-nek, ha fás, vagy cserjés élőhelyet jelölt. Az így kapott értékeket a vizsgált szakaszokon összeadva, majd az egységek számával elosztva kiszámítható a fásszárúsági index, mely újfent 0 és 1 közötti szám, és bármilyen hosszúságú adatsorok összevetésére alkalmas:

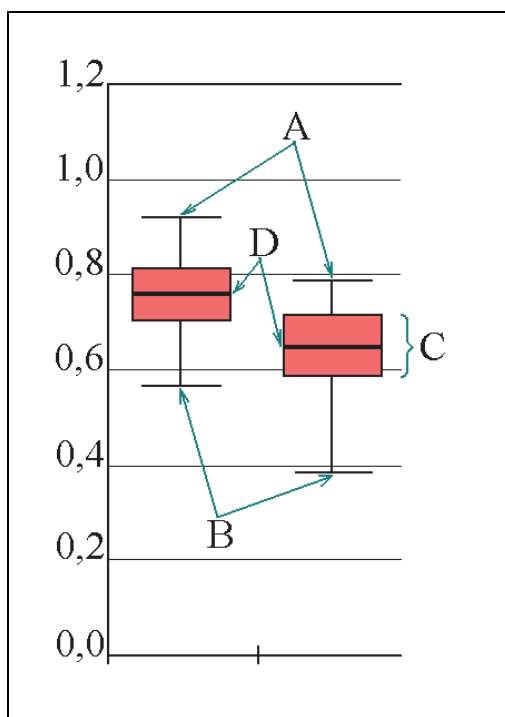
$$w = \sum_{i=1}^k \frac{w_i}{N}$$

ahol $w_1, w_2, \dots, w_i \dots w_k$ a vizsgált szakaszon regisztrált egységek fásszárúsági értéke (0, vagy 1), N pedig az összes egységek száma.

3.7. Alkalmazott leíró statisztikák

3.7.1. A gyertyadiagramok

A 3.6. fejezetben ismertetett indexekből számoltam tájanként és összességében is átlagot, szórást, valamint meghatároztam minimum és maximumértékeiket közvetlenül a parton és a parttól 50 m távolságban. Az így kapott adatokat úgynevezett „gyertyadiagram” segítségével ábrázoltam, melynek „alsó kanóca” (A) a minimumot, „felső kanóca” (B) a maximumot, a gyertya testének nagysága (C) a szórást, a szórás közepén meghúzott vastag vonal (D) pedig az átlagot mutatja meg (2. ábra).



2. ábra. Gyertyadiagram. A: maximum, B: minimum, C: szórás, D: átlag

3.7.2. Korreláció számítás

A 4.2. fejezet során elemzett összes index esetében a regisztrált adatsorok között lineáris korrelációt számolva megvizsgáltam, hogy mennyire befolyásolják egymást a jobb és bal partok (közvetlenül a vízfolyás mellett, valamint azoktól 50 m-re), illetve a partok és az azoktól távolabbi területek. A korrelációs együtthatót az alábbi képlet segítségével számítottam:

$$r_{x,y} = \frac{COV(X,Y)}{\sqrt{VAR(X)VAR(Y)}}$$

ahol X az egyik változó, Y pedig a másik változó. Ugyanezzel a módszerrel számítottam a korrelációt akkor is, amikor a különböző indexek közötti esetleges összefüggéseket ellenőriztem a 4.3. fejezetben.

3.7.3. Párosított t-próba

Ugyanebben a fejezetben az adatsorokat párosított t-próbának vettem alá, mely két minta középértékének összehasonlítására szolgál, és ennek alapján határozza meg, hogy az eltérések szignifikánsak-e.

3.8. Többváltozós elemzések

A patakmenti élőhelyek megoszlásának értékeléséhez, valamint az egyes mintavételi területek minél tárgyilagosabb összehasonlításához, feltétlenül szükséges volt a többváltozós matematikai-statisztikai módszerek használata, sőt ezek kombinálása is. Munkámnak ehhez a fázisához a SYN-TAX 2000 programcsomagot használtam (PODANI, 1997, 2001). Az adatok többváltozós elemzéséhez először az adott patakszakaszok élőhelytípusait összesítő mátrixokat készítettem, melyek lényegében a 9. és 10. táblázatokra hasonlítottak. Ezekről csak annyiban tértek el, hogy egyrészt ha valamelyik elemzésnél volt ilyen, az üresen maradt sorokat kihagytam: olyan változókkal (élőhelyekkel) nem számoltam, melyeknek értéke mindenhol nulla; másrészt az oszlopok száma a 20-nak kétszerese, vagy négyszerese is lehetett, hiszen előfordult, hogy az egyes partokon felvett adatsorokat (jobb part, bal part, jobb parttól, vagy bal parttól 50 m-re) egymástól elkülönítve, vagy több szakaszra osztva elemeztem. Az egyes elemzésekhez készített mátrixok legfontosabb adatait a 8. táblázat foglalja össze. A táblázat első sora például egy olyan mátrixra vonatkozik, melynek 20 oszlopa (vizsgált patakszakaszok) és 54 sora (regisztrált élőhely típusok) van, így celláinak száma összesen $20 \cdot 54$, azaz 1080; a felvételezett objektumok (patakszakaszok) mindegyikében pedig 2000-2000 egységet különböztettem meg, így a mátrixba beírt egységek teljes száma $20 \cdot 2000$, vagyis 40 000 lett. A 8. táblázat többi sora is hasonlóképpen értelmezendő.

8. táblázat. A többváltozós elemzések inputmátrixainak legfontosabb adatai.

Az elemzést tartalmazó fejezet száma	Az elemzés leírása		Az összehasonlított objektumok (patak-szakaszok) száma	A változók (Á-NÉR kategóriák) száma	A cellák száma összesen	Az objektumokon (patak-szakaszokon) belül felvett megfigyelési egységek száma	A felvett egységek összes száma a mátrixban
4.4.1.	A vizsgált patakszakaszoktól 50 méterre felvett adatsorok elemzése		20	54	1080	2000	40 000
4.4.2.	A vizsgált patakszakaszok partján felvett adatsorok elemzése		20	22	440	2000	40 000
4.4.3.	A vizsgált patakszakaszok partján és azoktól 50 méterre felvett adatsorok közös elemzése		40	57	2280	2000	80 000
4.4.4.	A vizsgált patakszakaszokként felvett teljes adatsorok elemzése		20	57	1140	4000	80 000
4.4.5.	A jobb és a bal parton nyert adatsorok összevetése	Közvetlenül a part mentén	40	22	880	1000	40 000
		A parttól 50 méterre	40	54	2160	1000	40 000
4.4.7.	A patakszakaszok feldarabolásának hatása	Közvetlenül a part mentén	80	22	1760	500	40 000
		A parttól 50 méterre	80	54	4320	500	40 000
		A partmenti és az attól 50 méterre felvett adatokat egy egységként kezelve	80	57	4560	1000	80 000

Az adathalmazban rejlő csoportosulások elemzésére minden alapsokaság vizsgálatakor végeztem hierarchikus osztályozást csoportátlag számítás módszerével (group average method (UPGMA)), ahol koeficiensként euklideszi távolságot használtam, standardizálás nélkül; valamint centrált főkomponens analízist (centered principal components analysis (PCA)), itt koeficiensként ismét euklideszi távolságot használtam, és Rohlf-féle biplotot készítettem.

A 4.5. fejezetben az élőhely-kategóriák megoszlásának esetleges klimatikus, földrajzi, vagy domborzati okainak vizsgálatához kanonikus korrespondencia analízist végeztem

(canonical correspondence analysis), szimmetrikus súlyozást (symmetric weighting) alkalmazva. Az elemzésben a környezeti tényezők a Kistáj kataszter adatai alapján szerepelnek (3. táblázat) annak a kistájnak az egészére nézve, ahol a felvétel készült. Azoknál a patakszakaszoknál, amik több kistájon folynak keresztül, a kérdéses kistájak átlagos értékeivel számoltam. A felvételezett patakszakaszok földrajzi hosszúsági és szélességi adatait a GPS mérőműszerrel rögzített kezdeti és végkoordináták átlagából kaptam; a mederlejtést pedig az EOTR térképek adatai alapján számoltam ki az alábbiak alapján: a kezdőpont tengerszint feletti magasságából kivontam a végpont tengerszint feletti magasságát (6. táblázat).

A többváltozós elemzések különleges típusa volt a 4.7. és a 4.8. fejezetekben a több eltérő elemzés eredményei közötti összefüggések feltárására használt meta-analízis. Ezek során az ordinációk között minden párosításban távolságot számoltam (PODANI, 1989), majd az így kapott távolságmátrixot főkoordináta módszerrel elemezve kaptam e két fejezet ábráit.

A 4.7. fejezetben (melyben azt vizsgáltam, hogy valóban szükség volt-e 10 km hosszúságú mintákra) az inputmátrixot 11 ordináció adatainak összefűzésével hoztam létre. A 11 adatsor, melyek a főkoordináta-analízisek során az adatokat adták, minden vizsgált patakszakasz alábbi részeire terjedtek ki:

- 0-2,5 km
- 2,5-5 km
- 3,76-6,25 km
- 5-7,5 km
- 7,5-10 km
- 0-5 km
- 1-6 km
- 2-7 km
- 3-8 km
- 5-10 km
- 0-10 km (teljes adatsor)

A 4.8. fejezetben, melyben a patakokhoz viszonyítva különböző helyzetekben (jobb – bal, parti – távolabbi) felvett adatsorok összevonásának és elhagyásának a végeredményre gyakorolt hatását vizsgáltam, az inputmátrix 9 ordináció adatainak összefűzésével jött létre, melyeket a következő helyzetekben felvett adatsorokból számítottam:

- Bal parton
- Bal parttól 50 m-re
- Bal parton + bal parttól 50 m-re
- Jobb parton
- Jobb parttól 50 m-re
- Jobb parttól 50 m-re + bal parttól 50 m-re
- Jobb parton + jobb parttól 50 m-re
- Jobb parton + jobb parttól 50 m-re + bal parton + bal parttól 50 m-re
- Jobb parton + bal parton

4. Eredmények és megvitatásuk

4.1. A regisztrált élőhelyek, megoszlásuk és arányuk

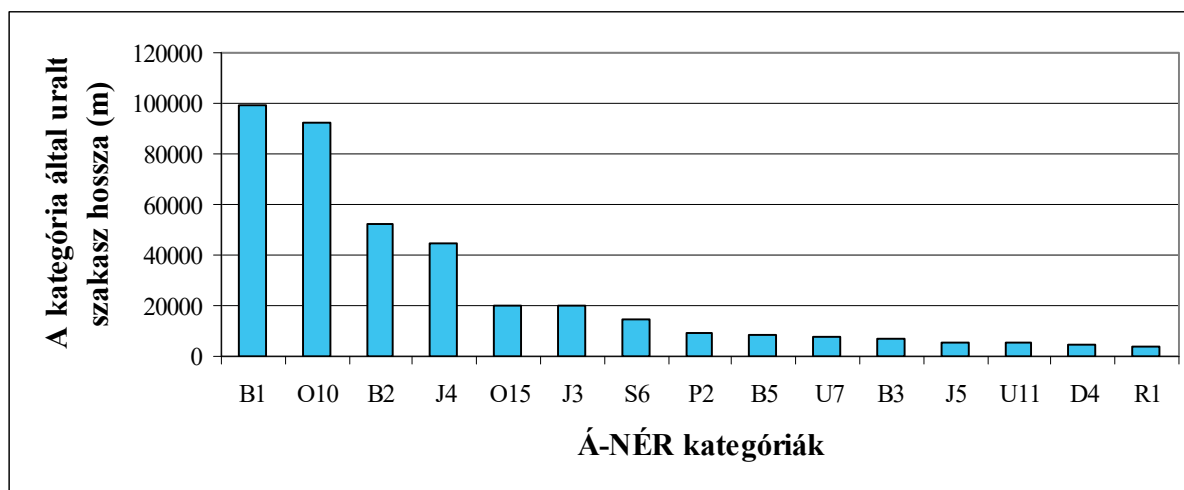
Az ország négy különböző területén végzett felmérésem során összesen 57 különböző Á-NÉR kategóriát regisztráltam a patakok közelében (1. melléklet).

A parttól 50 m-re 54, míg közvetlenül parton mindössze 22 élőhely típus került elő. A parttól 50 méterre regisztrált élőhelyek nagyobb száma valószínűleg két tényezőnek tudható be. Az egyik, hogy a kevésbé szabályozott, vízgazdálkodási okokból nem átalakított patakszakaszokon a karakterisztikusan vízparti élőhelyek [tavak zárt nádasai és gyékényesei (B1), tavi harmatkásás, békabuzogányos, tavi kákás, mételykórós mocsarak (B2), nem zsombékoló magassárrétek (B5), bokorfűzesek (J3), fűz- és nyárligetek (J4)], a patakparttól távolabb is nagyobb területeket uralhatnak az ártereken, így gyakran a medertől 50 m-re is jelentős állományaik alakulnak ki. Míg mindössze 3 élőhely típus „ragaszkodott” a közvetlen patakparti megjelenéshez [vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös stb. mocsarak és nádasok (B3), patakparti és lápi magaskórósok (D5), zavart és degradált felszínek iszapnövényzete (O2)], addig az agrár [felhagyott szőlők és gyümölcsösök (O12), egyéves szántóföldi kultúrák (T1), évelő szántóföldi kultúrák (T2), zöldség- és dísznövénykultúrák (T3), vetett rétek és legelők (T5), kistáblás mozaikok (T6), nagyüzemi szőlők és gyümölcsösök (T7), kisüzemi szőlők és gyümölcsösök (T8), kiskertek (T9), parlagok (T10)], a lakott területekre jellemző [belvárosok, lakótelepek (U1), kertvárosok (U2), falvak (U3), telephelyek, roncsterületek (U4), meddőhányók (U5), tanyák, szórványtelepülések (U10)], a szikes [ürmöspuszták (F1), szikes rétek (F2), mézpázsitos szikfokok (F4)], vagy kifejezetten szárazabb [alföldi gyomos száraz gyepek (O5)] és néhány egyéb élőhely [zsombékosok (B4), zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak (B6), kiszáradó kékperjés láprétek (D2), dombvidéki mocsárrétek (D3), tölgy-szil-kőris ligetek (J6), alföldi gyertyános-tölgyesek és üde gyöngyvirágos-tölgyesek (K1), kiszáradó, jellegtelen és másodlagos mocsarak és sásosok (O1), alföldi gyomos üde gyepek (O6), zárt erdők helyén kialakult vágáscserjések és őshonos fafajú pionír erdők (P1), fáslegelők (P4), kastélyparkok és arborétumok az egykori vegetáció maradványaival, vagy regenerálódásával (P6), tarvágások (P8), jellegtelen telepített erdők részben betelepült cserje- és gypsinttel (R3), erdei- és feketefenyvesek (S4), állóvizek (U9)] kizárólag a patakparttól 50 m-re felvett adatsorokban volt jelen. A másik ok, ami miatt közvetlenül a patakpartokon kevesebb élőhely típus fordult elő, az a víz közelsége. A víz igen

erős hatása „felülírja” a többi környezeti tényező (klimatikus és talajadottságok, stb.) különbözőségét, és uniformizálja a megjelenő életközösségeket. Ennek köszönhetően itt főleg edafikus társulások és élőhelyek jelennek meg. A víznek ez a közvetlen hatása a pataktól 50 m-re már kevésbé érvényesül, így ott többféle élőhely található.

Az élőhelyek előfordulására vonatkozó adatok patakszakaszok szerint rendezve a 9. táblázatban (vízparton felvételezettek) és a 10. táblázatban (a parttól 50 m-re regisztráltak) láthatók. A legnagyobb gyakorisággal előforduló élőhelyek arányait a 3. és a 4. ábra szemlélteti. A két táblázatban összesített adatokból az élőhelyek előfordulásainak száma, illetve mértéke alapján történő átcsoportosítás után megkaphatjuk azok reprezentáltságát az összes vizsgált helyen (11. táblázat).

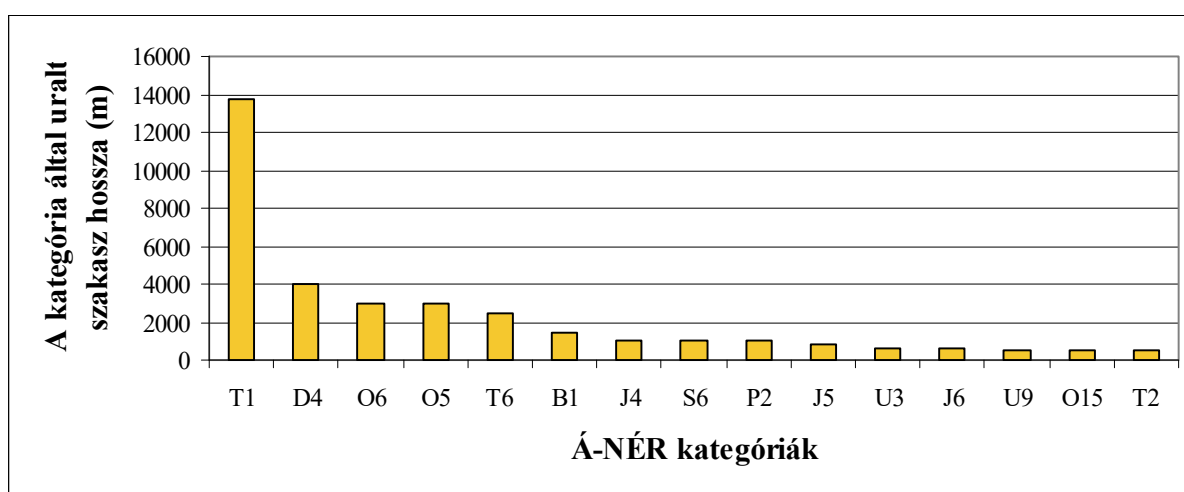
A három táblázat és a két ábra adatait elemezve, és azok legfontosabb információit kiemelve elmondhatjuk, hogy a legjellegzetesebb vízparti élőhelyek a nádasok és gyékényesek (B1) és a természetközeli mezsgyék, rézsűk és gátak valamivel jellegtelenebb növényzete (O10) voltak, melyek minden vizsgált vízfolyás partján nagy arányban fordultak elő. B1 domináns jelenléte minden bőséges vízellátottságú területen magától értetődik, míg O10 a folyamatos árvízvédelmi és vízgazdálkodási kezelésből adódó perturbációk következtében jelenik meg nagy arányban. Ugyan a Pécsi-víz mentén hiányoztak, de a többi patak partján majdnem a nádasokhoz fogható jelentőségűek voltak a tavi harmatkásás, békabuzogányos, tavi kákás, mételykórós mocsarak (B2) is.



3. ábra. A közvetlenül patakparti helyzetben regisztrált 15 leggyakoribb élőhely borítása a felvételezett patakszakaszok mentén.

A parttól távolabb minden patak mentén voltak nagy kiterjedésű egyéves szántóföldi kultúrák (T1), és ezek leggyakrabban dominálták is a környéket. Változó arányban, de szintén

minden patak mellett megjelentek az alföldi, gyomos, üde gyepek (O6), melyek természetesebb élőhelyek leromlásával (túllegeltetés, műtrágyázás, stb.), vagy hosszabb ideje felhagyott szántóföldek folyamatos kaszálás melletti szukcessziójának előrehaladtával egyaránt létrejöhetnek. Mivel az összes vizsgált területen húzódtak utak és vasutak (gyakran keresztezték a patakokat), nem meglepő ezek jellemző Á-NÉR kategóriáinak: U11-nek (utak, vasutak, egyéb jellegtelen területek) és O13-nak (taposott gyomnövényzet), valamint a szintén főleg utak, vasúti töltésoldalak és villanyvezetékek környékén megjelenő S6-nak (nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések) alacsony reprezentációjú, de állandó jelenléte.



4. ábra. A patakpartoktól 50 m-re regisztrált 15 leggyakoribb élőhely borítása a felvételezett patakszakaszok mentén.

Sok patak környezetében jelentős tömeget képviseltek egyes fás élőhelyek. Közvetlenül a vízparton főleg a bokorfüzesek (J3), fűz- és nyárligetek (J4), spontán cserjésedő-erdősödő területek (P2), spontán beerdősödött területek részben betelepült cserje- és gyepszinttel (R1), nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések (S6), míg a vízparttól 50 m-re ismét J3, J4, P2, R1, valamint a tölgy-szil-kőris ligetek (J6) és a facsoportok, erdősávok és fasorok (S7) állományai bizonyultak számottevőnek. Ezek mindegyikéről elmondható, hogy alig jelentek meg a Kiskunságon, míg a Dráva-melléken, illetve a Mezőföld északi részén volt arányuk a legnagyobb. A Kiskunságon megfigyelhető alacsony mennyiségük valószínűleg három tényezőre vezethető vissza: egyrészt itt a legintenzívebb az ár- és belvízvédelmi kezelés és az ennek köszönhető medergondozás (kotrás, kaszálás, stb.), amit a fásszáruak állományai a vízparton nem viselnek el; másrészt itt hullik a legkevesebb csapadék, ami a fák számára kedvezőtlen környezeti feltétel; harmadrészt a spontán fásodást késleltetheti a propagulumok nagy távolsága is.

9. táblázat. Az élőhely-típusok előfordulása közvetlenül a vízparton 10 m-es egységekben.

: 1-9
 : 10-99
 : 100-999
 : 1000-

	Benta	Szent László-patak	Váli-víz 1	Váli-víz 2	Váli-víz 3	Csángota-ér	Sokorói-Bakony-ér	Cuhai-Bakony-ér	Vezseny-ér 1	Vezseny-ér 2	Csukás-éri-főcsatorna 1	Csukás-éri-főcsatorna 2	Csukás-éri-főcsatorna 3	Félegyházai-vízfolyás 1	Félegyházai-vízfolyás 2	Almás-patak 1	Almás-patak 2	Pécsi-víz	Nyugati-Gyöngyös	Gyöngyös	Összesen
B1	383	1126	465	629	839	578	938	11	468	980	258	302	615	347	683	357	454	308	111	92	9944
B2	295	362	215	512	669	776	460	6	212	454	7	24	144	95	205	218	333	0	124	94	5205
B3	3	30	12	55	19	27	198	0	6	61	5	10	4	0	133	45	51	0	18	0	677
B4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B5	21	104	19	99	218	113	7	0	113	52	0	0	0	0	0	18	8	0	105	6	883
B6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D4	485	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	496
D5	224	0	0	0	0	10	1	1	0	5	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	266
F1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I1	3	0	0	0	0	0	16	0	0	21	0	3	0	0	0	0	0	0	4	0	47
J3	56	81	206	234	144	277	7	59	121	91	0	0	1	4	1	99	98	90	151	251	1971
J4	27	135	635	112	52	43	0	1414	823	208	0	57	0	7	0	60	0	51	63	755	4442
J5	0	0	53	0	0	0	0	179	0	0	0	0	0	0	0	0	0	285	17	534	
J6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
O1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
O2	24	48	0	0	0	1	0	0	0	22	0	16	5	10	18	2	0	0	26	8	180
O5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
O6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
O10	291	67	51	169	34	24	348	85	24	21	1066	1511	1198	1413	864	900	633	240	104	158	9201
O12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
O13	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
O15	7	0	4	123	0	46	0	2	26	1	3	0	1	1	1	157	214	502	674	252	2014
P1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2	6	0	7	3	1	5	0	15	53	11	27	1	0	6	2	7	5	658	18	128	953
P4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R1	4	15	126	11	8	26	0	2	43	5	0	0	0	11	0	13	2	34	6	41	347
R3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
S2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
S4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S6	51	20	187	15	7	32	0	220	84	14	6	0	1	44	20	47	163	111	295	179	1496
S7	59	0	0	0	0	0	0	0	3	0	8	0	0	0	0	23	0	0	0	0	93
T1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
T10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	610	52	14	0	41	0	16	0	0	0	737
U9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U11	61	12	20	38	9	40	25	6	15	50	10	24	17	62	32	20	23	6	16	19	505

10. táblázat. Az élőhely-típusok előfordulása a parttól 50 m-re 10 m-es egységekben.

: 1-9
 : 10-99
 : 100-999
 : 1000-

	Benta	Szent László-patak	Váli-víz 1	Váli-víz 2	Váli-víz 3	Csángota-ér	Sokorói-Bakony-ér	Cuhai-Bakony-ér	Vezseny-ér 1	Vezseny-ér 2	Csukás-éri-főcsatorna 1	Csukás-éri-főcsatorna 2	Csukás-éri-főcsatorna 3	Félegyháza-vízfolyás 1	Félegyháza-vízfolyás 2	Almás-patak 1	Almás-patak 2	Pécsi-víz	Nyugati-Gyöngyös	Gyöngyös	Összesen
B1	190	329	64	69	4	3	23	0	31	97	32	32	37	30	198	287	0	0	0	15	1441
B2	5	0	0	1	1	0	0	0	10	17	0	3	0	0	0	14	0	0	0	0	51
B3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4
B5	0	28	4	13	0	0	0	0	18	13	7	0	0	0	0	281	13	11	12	27	427
B6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	20
D2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	63	0	0	0	0	0	0	0	0	63
D3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
D4	181	518	1107	1038	728	0	0	0	29	284	0	13	0	0	0	93	37	0	0	0	4028
D5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
F1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	46	80	16	10	0	0	0	0	0	155
F2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5
F4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38	18	272	0	0	0	0	0	328
I1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
J3	0	0	2	0	5	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	112	101	0	0	6	229
J4	66	5	3	28	25	19	22	45	50	38	0	2	1	40	0	322	167	25	113	61	1032
J5	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	42	4	716	20	788
J6	0	41	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43	41	8	172	264	575
K1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	127	0	0	76	203
O1	0	22	0	47	78	0	0	0	1	12	8	19	1	0	19	0	0	0	0	4	211
O2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
O5	0	0	0	0	49	268	16	27	159	94	205	664	793	387	198	2	0	0	28	45	2935
O6	113	119	10	62	195	63	114	1	200	281	298	115	59	154	3	229	150	21	119	704	3010
O10	7	5	2	4	1	7	271	1	3	38	1	3	4	4	0	1	1	1	0	0	354
O12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	9
O13	10	2	5	10	3	9	3	3	11	33	8	7	13	30	10	4	3	2	4	7	177
O15	0	0	0	0	0	0	4	0	8	11	0	0	0	0	0	204	89	18	112	56	502
P1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0	21
P2	34	16	0	2	7	37	11	18	10	5	2	5	0	1	0	141	186	18	256	232	981
P4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	16	38
P6	0	0	15	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	71	0	0	0	110
P8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	131	0	139
R1	0	32	20	3	0	10	7	0	8	58	0	6	0	0	0	6	9	24	6	17	206
R3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	19	35	0	0	0	77
S1	0	0	0	0	0	110	5	0	40	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	162
S2	20	0	0	0	7	33	69	0	64	36	6	106	0	0	2	0	0	0	0	0	343
S4	0	0	0	0	0	89	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	99
S6	209	44	41	37	20	41	48	61	33	20	68	11	30	71	17	26	32	51	122	48	1030
S7	7	0	12	4	0	4	4	2	9	2	0	1	0	0	0	2	0	0	0	1	48
T1	297	557	321	135	524	782	980	1604	1165	490	1159	867	864	527	765	74	625	1624	161	259	13780
T2	59	3	0	0	2	17	0	3	9	0	0	0	54	208	109	0	15	18	0	0	497
T3	20	27	0	0	6	4	18	84	0	34	8	0	0	0	5	0	16	0	0	0	222
T5	130	0	0	0	153	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	301
T6	104	79	202	44	118	465	346	64	85	239	46	0	0	122	291	54	8	142	2	72	2483
T7	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	81
T8	43	0	0	0	3	5	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65
T9	0	9	50	51	36	5	4	6	0	14	0	0	0	41	5	4	0	6	5	0	236
T10	47	0	0	1	4	0	0	32	48	0	13	3	0	0	0	0	0	0	0	0	148
U1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	5
U2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	0	0	68	0	0	0	152
U3	161	77	25	100	22	0	9	36	0	98	0	0	0	43	0	59	0	10	0	0	640
U4	60	56	41	31	0	0	16	0	1	0	1	0	0	59	0	6	109	0	0	11	391
U5	5	16	10	2	0	0	0	1	0	0	0	1	0	6	2	0	0	0	0	0	43
U7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
U9	179	8	16	260	0	0	0	0	0	34	0	0	0	8	0	0	0	0	0	49	554
U10	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	58	21	20	112	25	8	14	0	9	5	276
U11	52	7	26	34	9	28	11	6	8	10	11	8	6	34	20	9	12	8	4	5	308

A fátlan élőhelyek közül az invázív lágyszárúak dominálta állományok (O15) voltak jelen változó mennyiségben majdnem minden vízparton. A nem őshonos fajokból álló spontán erdőkhoz és cserjésekhez (S6) hasonlóan legnagyobb tömegben ezekkel is a Dráva-melléken találkoztam. Kis mennyiségben, de majdnem mindenütt színesítették a part menti élőhelyek listáját a vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös stb. mocsarak és nádasok (B3) állományai, míg a parttól távolabb a kistáblás mozaikok (T6) és a nádasok (B1) játszottak hasonló szerepet. A majdnem minden patak tágabb környezetében megjelenő természetközeli mezsgyék, rézsűk és gátak növényzete (O10) általában a befolyó mellékpatakok partját jelzi. A Sokorói-Bakony-ér esetében ennek az élőhelynek az aránya magasabb az átlagosnál, mivel a patak a Marcalba torkollása fölött kb. 1 km-es szakaszon árvízvédelmi töltés húzódik a parttól 50 m-re, ami Koroncó belterületén a visszaáradást akadályozza meg.

11. táblázat. Az egyes élőhely-típusok reprezentáltsága.

Előfordulások száma	Az előfordulás mértéke	Part mentén készített felvételekben	Parttól 50 m-re készített felvételekben
Minden patak mentén előfordul	Nagy mennyiségben (mindenhol több mint 10 egység, de általában több 100, esetleg 1000 felett)	B1, O10 (főleg bolygatott részekben)	T1
	Változó mennyiségben (értéke 1 egységtől több 100 egységig változhat)	-	O6
	Kis mennyiségben (túlnyomóan 100 egység alatt, egy-két helyen maximum 300 egységig)	U11	O13, S6, U11
Majdnem minden patak mentén előfordul (maximum 5 helyen hiányzik)	Nagy mennyiségben (általában több 100 egység, esetleg 1000 egység felett)	B2	-
	Változó mennyiségben (értéke 1 egységtől több 100 egységig változhat)	J3 (Kisk. alig), J4 (Kisk. alig), O15 (főleg Dráva-m.), S6 (főleg Dráva-m.)	B1, J4 (Kisk. alig, Dráva-m. sok), P2 (főleg Dráva-m., Kisk. alig), T6
	Kis mennyiségben (túlnyomóan 100 egység alatt, egy-két helyen maximum 300 egységig)	B3, P2 (főleg a Pécsi-víz mentén), R1 (Kisk. alig)	O10 (befolyó mellékpatakoknál; Sokorói-B-ér: a Marcal gátja)
Közepes számú patak mentén fordul elő (6-15 helyen)	Nagy mennyiségben (minimum 10 egység, de általában több 100, esetleg 1000 egység felett)	-	-
	Változó mennyiségben (értéke 1 egységtől több 100 egységig változhat)	B5 (Kisk.: 0), D5, U7 (friss kotrásra utal)	D4 (főleg Mezőf.), J6 (főleg Dráva-m. és Mezőf.), O5 (főleg Kisa. és Kisk.), O15 (főleg Dráva-m., Mezőf. és Kisk.: 0), U9 (főleg Mezőf.)
	Kis mennyiségben (túlnyomóan 100 egység alatt, egy-két helyen maximum 300 egységig)	O2 (itatóhelyeknél jelenik meg - legeltetésre utal)	B2, B5, J3 (Kisk.: 0, főleg Almás-p.), O1 (főleg Kisk.), R1 (Kisk. alig), S2 (Dráva-m.: 0), S7 (Kisk. alig), T2, T3, T9, T10 (Dráva-m.: 0), U3 (főleg Mezőf.), U4, U5 (Dráva-m.: 0), U10 (főleg Kisk.)
Csak néhány patak mentén fordul elő (maximum 5 helyen)	Nagy mennyiségben (minimum 10 egység, de általában több 100, esetleg 1000 egység felett)	-	-
	Változó mennyiségben (értéke 1 egységtől több 100 egységig változhat)	D4 (főleg Benta), J5 (Kisk.: 0)	J5 (főleg Dráva-m.), K1 (Dráva-m.), P8 (Dráva-m.), T5 (főleg Mezőf.)
	Kis mennyiségben (túlnyomóan 100 egység alatt, egy-két helyen maximum 300 egységig)	I1, S7	F1 (Kisk.), F4 (Kisk.), P4 (Dráva-m.), P6, R3, S1 (Kisa.), S4 (főleg Kisa.), T7, T8, U2
Csak 1 patak mentén fordul elő	Nagy mennyiségben (100 egységnél több)	-	-
	Kis mennyiségben (100 egységnél kevesebb)	O13, S1, S2	B4, B6, D2, D3, F2, I1, O12, P1, U1 (Kiskunfélegyháza), U7

A többi élőhely kisebb-nagyobb mértékű előfordulása főleg csak színesíti a patakpartok élőhelylistáját. A közvetlen vízpartiak közül kettőt emelek ki, melyek bizonyos tevékenységek indikátorainak bizonyultak. A zavart és degradált felszínek iszapnövényzetének (O2) állományai a környéken folytatott intenzív legeltetésre utalnak, mivel ezek főleg ott alakulnak ki, ahol az állatokat itatni hajtják, és a taposás nem engedi az állandó növényzet kialakulását. Az U7-es Á-NÉR kategória (homok-, agyag és kavicsbányák, csupasz löszfalak, digó- és kubikgödrök) megjelenése a friss kotráshoz köthető, és jelenléte mindössze addig tart, amíg a szukcesszió tovább nem halad.

A patakparttól távolabb regisztrált kisebb jelentőségű élőhelyek közül néhány a négy vizsgált táj közül csak az egyikre bizonyult jellemzőnek. Alföldi mocsárrétek (D4), vetett rétek és legelők (T5) és a rendszerint a patakok felduzzasztásával létrehozott halastavak mentén regisztrált állóvizek (U9) főleg a Mezőföld északi részén voltak jelen. Az akácosok (S1) és erdei-, illetve feketefenyvesek (S4) leginkább a Kisalföldön jelentek meg. A szikes élőhelyek – ürmöspuszták (F1), szikes rétek (F2), mézpázsitos szikfokok (F4) – kizárólag, valamint a tanyák (U10) majdnem kizárólag a Kiskunságon voltak megtalálhatóak. Az alföldi gyertyános-tölgyesek és üde gyöngyvirágos-tölgyesek (K1), az égerligetek (J5) és a tölgy-szil-kőris ligetek (J6) csakis, vagy főleg a Dráva-melléken fordultak elő.

4.2. Leíró statisztikák

A patakpartokat, és azok élőhelyeit jellemző különböző indexek (fragmentáltsági index, élőhely-kategóriák száma, változatossági index, diverzitás, egyenletesség, természetességi index, invázió index, fásszárúsági index) értékeit mindig hasonló módon elemeztem. Először a 20 patakszakasz jobb és bal partján, valamint a partoktól 50-50 m-re felvett adatsorokra meghatároztam azokat, és egy-egy táblázatban foglaltam össze az eredményeket (12., 13., 15., 16., 18., 20., 21. és 23. táblázatok), melyekben vastagon szedtem a part menti és a parttól 50 m-re regisztrált maximum- és minimumértékeket.

Ezután – hogy az elemzés könnyebb legyen – minden táblázat parti, és attól 50 m-re felvett adatsorán tájanként, és az összes partmenti, valamint az összes parttól 50 m-re felvett adatot egy sokaságként kezelve, összességében is meghatároztam a minimum, maximum és átlagértékeket, szórást számoltam, majd az eredményt gyertyadiagram (2. ábra) formájában ábrázoltam. (5-11., valamint a 14. ábrák).

Minden index esetében lineáris korrelációt számítva megvizsgáltam, hogy milyen mértékben függenek egymástól a jobb és a bal parton, a két parttól 50 m-re húzódó, valamint közvetlenül a parton és az ugyanazon az oldalon, a parttól 50 m távolságban regisztrált élőhelyek adatai.

Az élőhely-kategóriák számának vizsgálatakor megnéztem azt is, hogy az egyes patakok mentén hány kategória fordult elő a két parton együtt, a partoktól 50-50 m-re összesen, illetve megszámláltam azt is, hogy az egy patak mellett készült négy felvételben együttevén hányféle élőhely bukkant fel. Hasonlóképpen jártam el a diverzitás és az egyenletesség értékeinek elemzésénél is, így ennél a három jellemzőnél egy-egy további táblázat is született: a 14., 17., valamint a 19. táblázat.

4.2.1. A patakszakaszok fragmentáltsága

12. táblázat. A fragmentáltsági index értékei a vizsgált patakszakaszokon partonként.

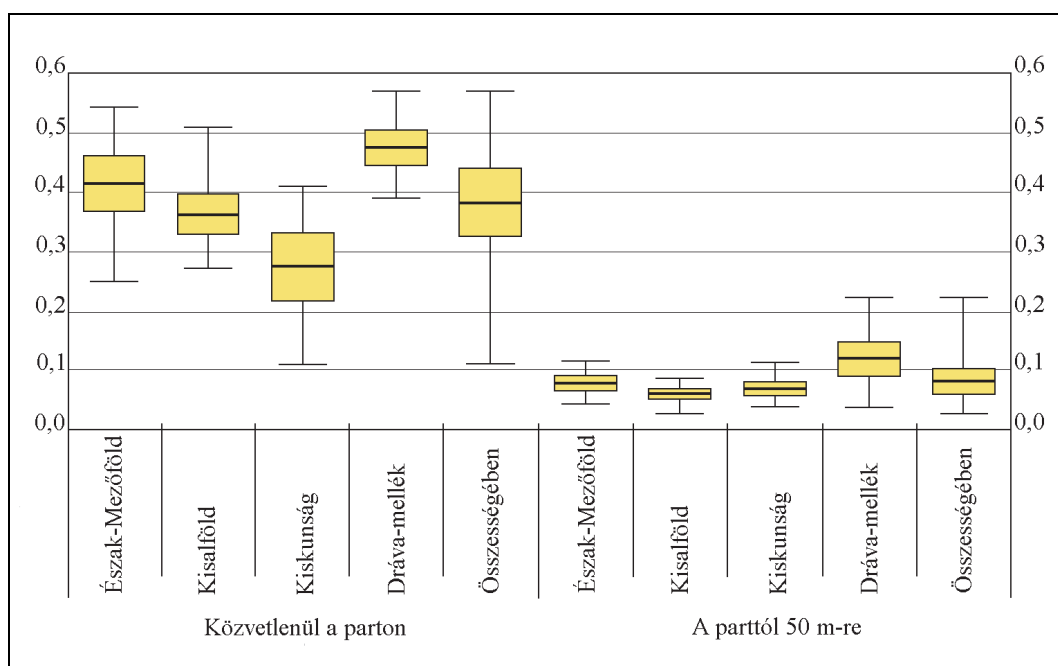
	Fragmentáltsági index			
	Jobb 50	Jobb part	Bal part	Bal 50
Benta	0,114	0,352	0,364	0,111
Szent László-patak	0,057	0,295	0,249	0,070
Váli-víz 1	0,063	0,478	0,543	0,092
Váli-víz 2	0,094	0,530	0,495	0,084
Váli-víz 3	0,041	0,419	0,432	0,047
Csángota-ér	0,085	0,510	0,444	0,070
Sokorói-Bakony-ér	0,051	0,324	0,346	0,050
Cuhai-Bakony-ér	0,026	0,272	0,375	0,049
Vezseny-ér 1	0,062	0,322	0,400	0,068
Vezseny-ér 2	0,067	0,348	0,293	0,072
Csukás-éri-főcsatorna 1	0,037	0,109	0,129	0,056
Csukás-éri-főcsatorna 2	0,041	0,195	0,220	0,063
Csukás-éri-főcsatorna 3	0,070	0,226	0,400	0,056
Félegyházai-vízfolyás 1	0,113	0,406	0,274	0,089
Félegyházai-vízfolyás 2	0,073	0,410	0,385	0,073
Almás-patak 1	0,225	0,545	0,430	0,217
Almás-patak 2	0,088	0,442	0,487	0,160
Pécsi-víz	0,036	0,388	0,570	0,057
Nyugati-Gyöngyös	0,084	0,510	0,548	0,123
Gyöngyös	0,095	0,399	0,428	0,092

:0-0,099
 :0,1-0,199
 :0,2-0,299
 :0,3-0,399
 :0,4-0,499
 :0,5-0,599

A 12. táblázat és a 5. ábra eredményeit vizsgálva elmondhatjuk, hogy a közvetlenül patakparti élőhelyek fragmentáltsága jóval nagyobb a patakparttól 50 m-re fekvőkéénél. A regisztrált fragmentáltság-értékek is a parton mutatnak nagyobb ingadozást, így a szórás értéke is mindig itt magasabb. A legegységesebb tájnak a parttól távolabb a Kisalföld, a part mellett pedig a Kiskunság bizonyult, míg a legfragmentáltabb mind a parton, mind attól 50 m-re a Dráva-mellék volt, aminek oka elsősorban a számos lágyszárú adventívek (főleg *Solidago*

gigantea) által dominált, kisebb-nagyobb élőhelyfolt volt, melyek feldarabolták az egységes, természetesebb élőhelyeket.

Ugyanazon patak jobb és bal partjának fragmentáltsága közötti korrelációt megvizsgálva jelentős összefüggés tapasztalható: a korreláció értéke a partokon felvett adatsorok között 0,751 (a korreláció igen erősen szignifikáns: $P = 0,0001$); a párosított t-próba szerint az átlagértékek közötti különbség nem szignifikáns ($P = 0,3751$). A két parttól 50 m-re felvett adatsorok közötti korreláció ennél erősebbnek bizonyult: 0,866 (a korreláció itt is igen erősen szignifikáns: $P < 0,0001$), az adatsorokon számított párosított t-próba pedig gyengén szignifikáns különbséget mutat ($P = 0,0886$). A partmenti és a parttól 50 m-re felvett adatsor fragmentáltsága közötti összefüggést vizsgálva jóval csekélyebb mértékű kapcsolatot találunk: a korreláció értéke itt mindössze 0,445 (erősen szignifikáns: $P = 0,0040$), a párosított t-próba szerint a fragmentáltsági index értékek igen erősen szignifikáns mértékben nagyobbak a partmenti adatsorban ($P < 0,0001$).



5. ábra. A fragmentáltsági index minimum, maximum, átlag és szórásértékei tájanként és összességében.

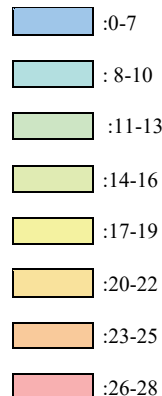
A fragmentáltságból kiszámítható az élőhelyfoltok felvétel vonalába eső metszetének átlagos hosszúsága, mely terepi tapasztalataim szerint általában arányos az élőhelyfoltok valós méretével. Ez közvetlenül a part mellett 26,2 m, a parttól 50 m-re pedig ennek 4,7-szerese: 123,5 m. Érdekes, hogy a legnagyobb élőhelyfoltot – egy 2,74 km hosszúságú egységes egyéves szántóföldi kultúrát – éppen az átlagosan legfragmentáltabb tájon, a Dráva-melléken találtam.

4.2.2. Az élőhely-kategóriák száma a vizsgált patakszakaszokon

A 13. és a 14. táblázatok, valamint a 6. ábra adatait szemlélve megállapítható, hogy a patakoktól távolabb lényegesen többféle élőhely fordul elő, mint közvetlenül a patakok partján; a regisztrált adatok közötti különbség, így a szórás értéke is általában itt volt magasabb. (Ennek lehetséges okairól a 4.1. fejezetben van szó.)

13. táblázat. Az élőhely-kategóriák száma a vizsgált patakszakaszokon partonként.

	Az élőhely-kategóriák száma			
	Jobb 50	Jobb part	Bal part	Bal 50
Benta	23	16	16	20
Szent László-patak	15	10	11	21
Váli-víz 1	16	12	12	21
Váli-víz 2	19	12	12	20
Váli-víz 3	15	11	10	19
Csángota-ér	17	15	12	17
Sokorói-Bakony-ér	16	9	7	16
Cuhai-Bakony-ér	14	10	12	14
Vezeny-ér 1	16	15	13	20
Vezeny-ér 2	22	16	14	22
Csukás-éri-főcsatorna 1	11	10	9	18
Csukás-éri-főcsatorna 2	17	8	9	18
Csukás-éri-főcsatorna 3	12	8	9	11
Félegyházai-vízfolyás 1	21	11	9	19
Félegyházai-vízfolyás 2	12	8	9	11
Almás-patak 1	16	15	14	15
Almás-patak 2	26	11	12	15
Pécsi-víz	14	9	9	14
Nyugati-Gyöngyös	16	15	14	15
Gyöngyös	17	13	13	17

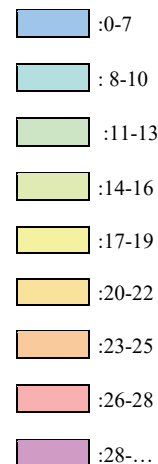


Az egyes tájakat az élőhelyek átlagos és összesített száma alapján egybevetve érdekes jelenség tapasztalható. Míg a patakszakaszonkénti átlagos legmagasabb élőhelyszámokat az Észak-Mezőföldön és a Kisalföldön figyelhetjük meg, addig összesen a legtöbb élőhelyet pont a két másik tájon, a Kiskunságon és a Dráva-melléken regisztráltam. Ezek alapján úgy tűnik, hogy itt az élőhelyek szempontjából jobban különböztek egymástól a kiválasztott patakpartok, vagy ezeken a tájakon többféle élőhelyfolt található, mint a másik kettőn, de azok csak több felvételben kerülnek elő teljesebb számban.

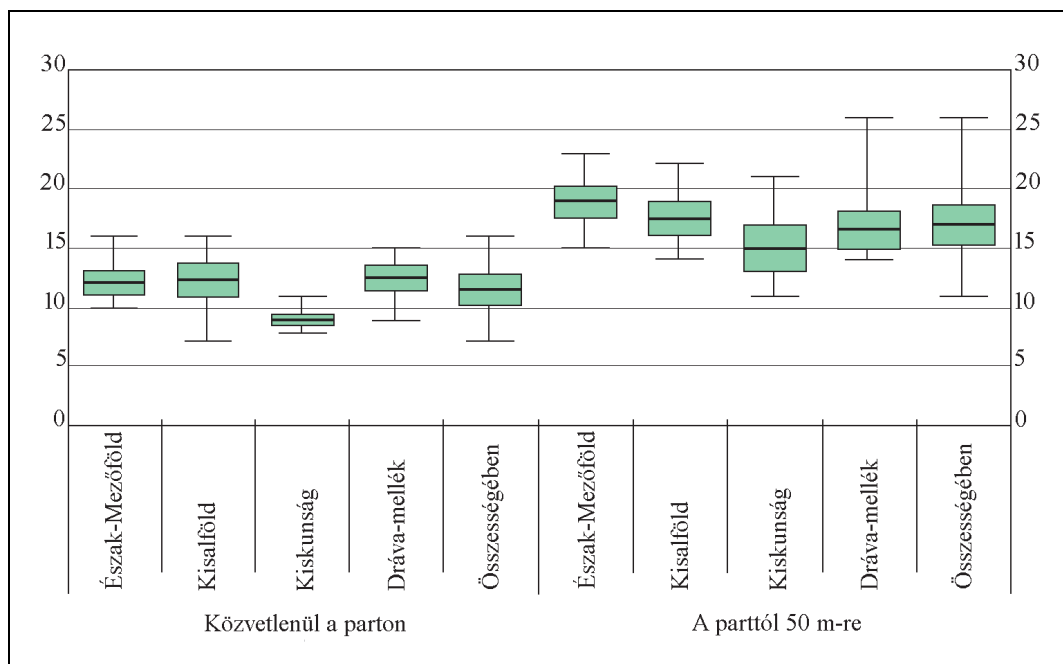
Megfigyelhető még, hogy az ugyanahhoz a patakhoz tartozó, a jobb- és a baloldalon felvett, parttól távolabbi adatsorok élőhelylistái szinte mindig eltérnek egymástól, így azokban együtt jóval többféle élőhely található meg, mint külön-külön; míg közvetlenül a part mentén, a két oldalon majdnem mindig ugyanazok az élőhelyek fordulnak elő, így együttes számuk nem nő meg jelentős mértékben.

14. táblázat. Az élőhely-kategóriák száma a vizsgált patakszakaszokon patakanként és tájanként.

	Az előforduló élőhelykategóriák száma								
	A jobb és a bal parttól 50 m-re összesen			Közvetlenül a két parton összesen			Összesítve az egy patak mentén készült 4 felvételt		
	Patakanként	Tájanként átlag	Tájanként összesen	Patakanként	Tájanként átlag	Tájanként összesen	Patakanként	Tájanként átlag	Tájanként összesen
Benta	24	23	34	17	12,8	18	31	27,4	39
Szent László-patak	22			11			26		
Váli-víz 1	23			13			28		
Váli-víz 2	23			12			26		
Váli-víz 3	23			11			26		
Csángota-ér	21	22,4	35	15	13,6	22	29	27,6	40
Sokorói-Bakony-ér	22			9			27		
Cuhai-Bakony-ér	18			12			24		
Vezseny-ér 1	23			16			25		
Vezseny-ér 2	28			16			33		
Csukás-éri-főcsatorna 1	19	19,4	38	10	10,4	15	24	25	43
Csukás-éri-főcsatorna 2	22			10			26		
Csukás-éri-főcsatorna 3	14			10			20		
Félegyházai-vízfolyás 1	22			11			27		
Félegyházai-vízfolyás 2	20			11			28		
Almás-patak 1	24	22	37	16	13	19	27	25,8	42
Almás-patak 2	26			12			30		
Pécsi-víz	18			9			20		
Nyugati-Gyöngyös	19			15			26		
Gyöngyös	23			13			26		



Azonos patakszakasz jobb és bal partján felbukkanó élőhelyek száma közötti korrelációt megvizsgálva elmondható, hogy közvetlenül a part mentén felvett adatsorok között jelentős összefüggés mutatkozik: a korrelációs együttható értéke 0,875 (a korreláció igen erősen szignifikáns: $P < 0,0001$); az adatsorok között a párosított t-próba nem utal szignifikáns különbségre ($P = 0,2019$). A jobb és bal parttól 50 m-re regisztrált élőhelyek száma közötti korreláció mértéke ennél jóval kisebb: mindössze 0,418 (a korreláció nem egészen szignifikáns: $P = 0,0664$); a párosított t-próba itt sem mutat az adatsorok között szignifikáns különbséget ($P = 0,6458$). A part mentén, és az attól 50 m-re kapott élőhelyek számai között a korreláció szintén kicsi: értéke mindössze 0,414 (a korreláció erősen szignifikáns: $P = 0,0079$); a párosított t-próba igen erősen szignifikáns különbséget mutat ($P < 0,0001$) a parttól 50 m-re felvett adatsor javára.



6. ábra. Az élőhely-kategóriák számának minimum, maximum, átlag és szórásértékei tájanként és összességében.

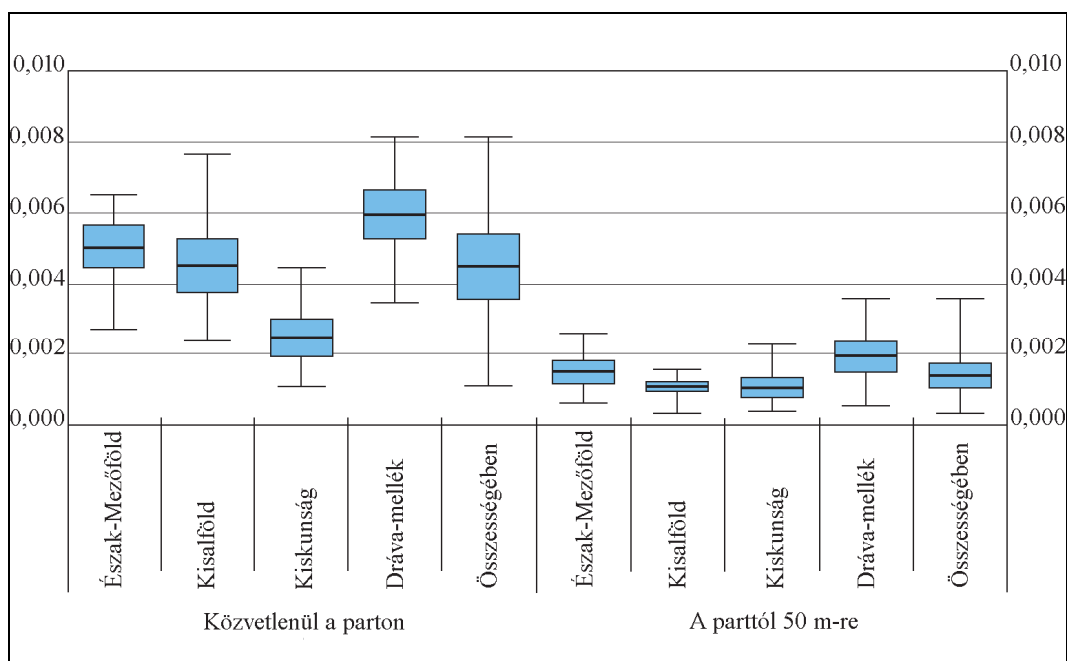
4.2.3. A patakszakaszok változatossága

15. táblázat. A változatossági index értékei a vizsgált patakszakaszokon partonként.

	Változatosság				
	Jobb 50	Jobb part	Bal part	Bal 50	
Benta	0,002622	0,005632	0,005824	0,002220	:0-0,00099
Szent László-patak	0,000855	0,002950	0,002739	0,001470	
Váli-víz 1	0,001008	0,005736	0,006516	0,001932	:0,001-0,00199
Váli-víz 2	0,001786	0,006360	0,005940	0,001680	
Váli-víz 3	0,000615	0,004609	0,004320	0,000893	:0,002-0,00299
Csángota-ér	0,001445	0,007650	0,005328	0,001190	
Sokorói-Bakony-ér	0,000816	0,002916	0,002422	0,000800	:0,003-0,00399
Cuhai-Bakony-ér	0,000364	0,002720	0,004500	0,000686	
Vezseny-ér 1	0,000992	0,004830	0,005200	0,001360	:0,004-0,00499
Vezseny-ér 2	0,001474	0,005568	0,004102	0,001584	
Csukás-éri-főcsatorna 1	0,000407	0,001090	0,001161	0,001008	:0,005-0,00599
Csukás-éri-főcsatorna 2	0,000697	0,001560	0,001980	0,001134	
Csukás-éri-főcsatorna 3	0,000840	0,001808	0,003600	0,000616	:0,006-0,00699
Félegyházai-vízfolyás 1	0,002373	0,004466	0,002466	0,001691	
Félegyházai-vízfolyás 2	0,000876	0,003280	0,003465	0,000803	:0,007-0,00799
Almás-patak 1	0,003600	0,008175	0,006020	0,003255	
Almás-patak 2	0,002288	0,004862	0,005844	0,002400	:0,008-0,00899
Pécsi-víz	0,000504	0,003492	0,005130	0,000798	
Nyugati-Gyöngyös	0,001344	0,007650	0,007672	0,001845	
Gyöngyös	0,001615	0,005187	0,005564	0,001564	

A 15. táblázatban és a 6. ábrán látható eredményeket vizsgálva elmondhatjuk, hogy közvetlenül a part mentén a változatosság értéke jóval nagyobb, mint a parttól távolabb, és a regisztrált értékek itt mutatnak nagyobb eltérést, így a szórás is mindig itt bizonyult magasabbnak. A legváltozatosabb táj mind a parton, mind a parttól távolabb egyaránt a Dráva-mellék, a legkevésbé változatos pedig a Kiskunság.

Azonos patakszakasz jobb és bal partjának változatossága között igen jelentős összefüggés tapasztalható: a korrelációs együttható értéke a partok melletti adatsorok között 0,807 (a korreláció igen erősen szignifikáns: $P < 0,0001$); a párosított t-próba szerint az adatsorok között nincs szignifikáns különbség ($P = 0,8916$). A parttól 50 m-re regisztrált változatossági adatsorok esetében hasonló a helyzet: a korreláció még magasabb: 0,887 (a korreláció itt is igen erősen szignifikáns: $P < 0,0001$); valamint a párosított t-próba ebben az esetben sem mutat szignifikáns különbséget ($P = 0,1950$). A partmenti adatsor és a parttól 50 m-re felvett adatsor változatossága között már kisebb mértékű volt a kapcsolat: a korrelációs együttható értéke itt 0,612 (a korreláció itt is igen erősen szignifikáns: $P < 0,0001$); a párosított t-próba igen erősen szignifikáns eltérést jelez ($P < 0,0001$) a partmenti adatsorok javára.



7. ábra. A változatossági index minimum, maximum, átlag és szórásértékei tájanként és összességében.

4.2.4. A patakszakaszok diverzitása

16. táblázat. A diverzitás értéke a vizsgált patakszakaszokon partonként.

	Diverzitás			
	Jobb 50	Jobb part	Bal part	Bal 50
Benta	1,129	0,920	0,871	1,105
Szent László-patak	0,753	0,701	0,562	0,967
Váli-víz 1	0,676	0,819	0,831	0,645
Váli-víz 2	0,811	0,819	0,823	0,759
Váli-víz 3	0,618	0,622	0,624	0,879
Csángota-ér	0,849	0,785	0,676	0,726
Sokorói-Bakony-ér	0,693	0,591	0,586	0,730
Cuhai-Bakony-ér	0,358	0,384	0,525	0,403
Vezseny-ér 1	0,600	0,760	0,784	0,785
Vezseny-ér 2	1,005	0,698	0,689	0,968
Csukás-éri-főcsatorna 1	0,471	0,470	0,489	0,682
Csukás-éri-főcsatorna 2	0,593	0,327	0,418	0,716
Csukás-éri-főcsatorna 3	0,561	0,324	0,459	0,619
Félegyházai-vízfolyás 1	1,009	0,508	0,339	0,970
Félegyházai-vízfolyás 2	0,766	0,608	0,591	0,860
Almás-patak 1	1,048	0,831	0,726	0,999
Almás-patak 2	1,157	0,753	0,816	0,828
Pécsi-víz	0,382	0,730	0,761	0,357
Nyugati-Gyöngyös	0,702	0,873	0,920	0,979
Gyöngyös	0,882	0,842	0,863	0,902

:0,3-0,399
 :0,4-0,499
 :0,5-0,599
 :0,6-0,699
 :0,7-0,799
 :0,8-0,899
 :0,9-0,999
 :1,0-1,099
 :1,1-

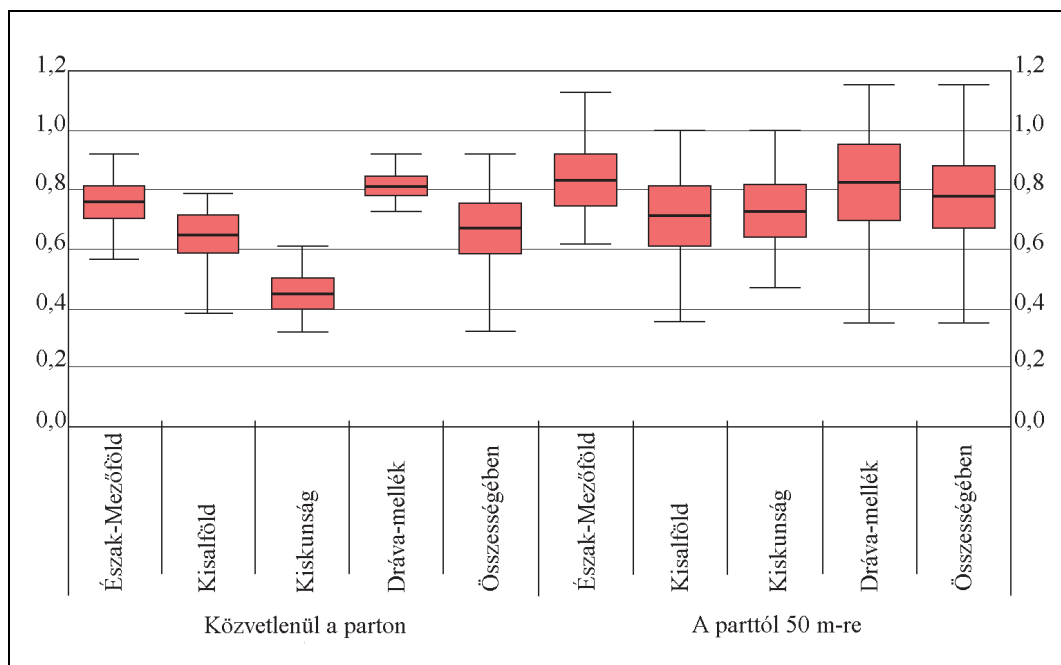
17. táblázat. A diverzitás értéke a vizsgált patakszakaszokon patakanként és tájanként.

	A diverzitás értéke								
	A jobb és a bal parttól 50 m-re összesen			Közvetlenül a két parton összesen			Összesítve az egy patak mentén készült 4 felvételt		
	Patakanként	Tájanként átlag	Tájanként összesen	Patakanként	Tájanként átlag	Tájanként összesen	Patakanként	Tájanként átlag	Tájanként összesen
Benta	1,182	0,890	1,013	0,912	0,768	0,910	1,227	1,062	1,157
Szent László-patak	0,917			0,642			0,975		
Váli-víz 1	0,715			0,832			1,026		
Váli-víz 2	0,809			0,827			1,070		
Váli-víz 3	0,827			0,625			1,012		
Csángota-ér	0,820	0,760	0,885	0,736	0,653	0,851	1,057	0,954	1,106
Sokorói-Bakony-ér	0,748			0,592			0,911		
Cuhai-Bakony-ér	0,409			0,460			0,691		
Vezseny-ér 1	0,739			0,777			0,994		
Vezseny-ér 2	1,083			0,699			1,120		
Csukás-éri-főcsatorna 1	0,654	0,765	0,891	0,491	0,466	0,536	0,857	0,888	0,982
Csukás-éri-főcsatorna 2	0,692			0,381			0,820		
Csukás-éri-főcsatorna 3	0,603			0,423			0,793		
Félegyházai-vízfolyás 1	1,032			0,432			1,001		
Félegyházai-vízfolyás 2	0,844			0,605			0,967		
Almás-patak 1	1,079	0,889	1,146	0,788	0,818	0,989	1,096	1,059	1,226
Almás-patak 2	1,093			0,790			1,190		
Pécsi-víz	0,390			0,754			0,833		
Nyugati-Gyöngyös	0,926			0,904			1,063		
Gyöngyös	0,954			0,856			1,111		

:0,3-0,399
 :0,4-0,499
 :0,5-0,599
 :0,6-0,699
 :0,7-0,799
 :0,8-0,899
 :0,9-0,999
 :1,0-1,099
 :1,1-

A 16. és 17. táblázatok, valamint a 8. ábra adatait elemezve elmondhatjuk, hogy a parttól 50 m-re általában nagyobbak bizonyult a diverzitás, mint közvetlenül a part mellett, itt találkozunk egymástól nagyobb mértékben eltérő adatokkal, így a szórás értékei is kivétel nélkül itt voltak magasabbak. Ez összefügg az élőhely-kategóriák számával (4.2.2. fejezet), és a jelenség lehetséges magyarázata ahhoz hasonlóan szintén a 4.1. fejezetben olvasható. A legdiverzebb tájnak a Dráva-mellék, míg a legkevésbé diverznek a Kiskunság bizonyult.

Azonos patakszakaszok jobb és bal partjain számított diverzitás értékek között jelentős összefüggés figyelhető meg: a közvetlenül partmenti diverzitások között a korrelációs együttható értéke 0,893 (a korreláció igen erősen szignifikáns: $P < 0,0001$); a párosított t-próba az adatsorok között nem mutat szignifikáns eltérést ($P = 0,9473$). Ötven méterrel távolabb a korrelációs együttható 0,785 (a korreláció ebben az esetben is igen erősen szignifikáns: $P < 0,0001$); a párosított t-próba itt sem jelez az adatsorok között szignifikáns eltérést ($P = 0,2242$). Azonos oldali patakparti és parttól 50 m-re regisztrált diverzitás adatok között igen csekély volt a kapcsolat: a korrelációs együttható ebben az esetben mindössze 0,387 (a korreláció szignifikáns: $P = 0,0135$); a párosított t-próba eredménye szerint a partmenti diverzitásértékek erősen szignifikánsan alacsonyabbak a parttól 50 méterre felvetteknél ($P = 0,0037$).



8. ábra. A diverzitás minimum, maximum, átlag és szórásértékei tájanként és összességében.

4.2.5. A patakszakaszok egyenletessége

A 18. és 19. táblázat, valamint a 9. ábra alapos tanulmányozása nyomán kijelenthető, hogy az egyenletesség értékeinek vizsgálata során a diverzitáshoz hasonló eredmény született: a legnagyobb értékeket a Dráva-melléken, míg a legalacsonyabbakat a Kiskunságon regisztráltam. A diverzitással szemben az egyenletesség nem mutatott jellemző különbséget a partmenti és az attól távolabbi adatsorok között. Az adott tájon belül regisztrált adatok a parttól távolabb mutattak nagyobb változatosságot, itt volt nagyobb a szórás is.

18. táblázat. Az egyenletesség értéke a vizsgált patakszakaszokon partonként.

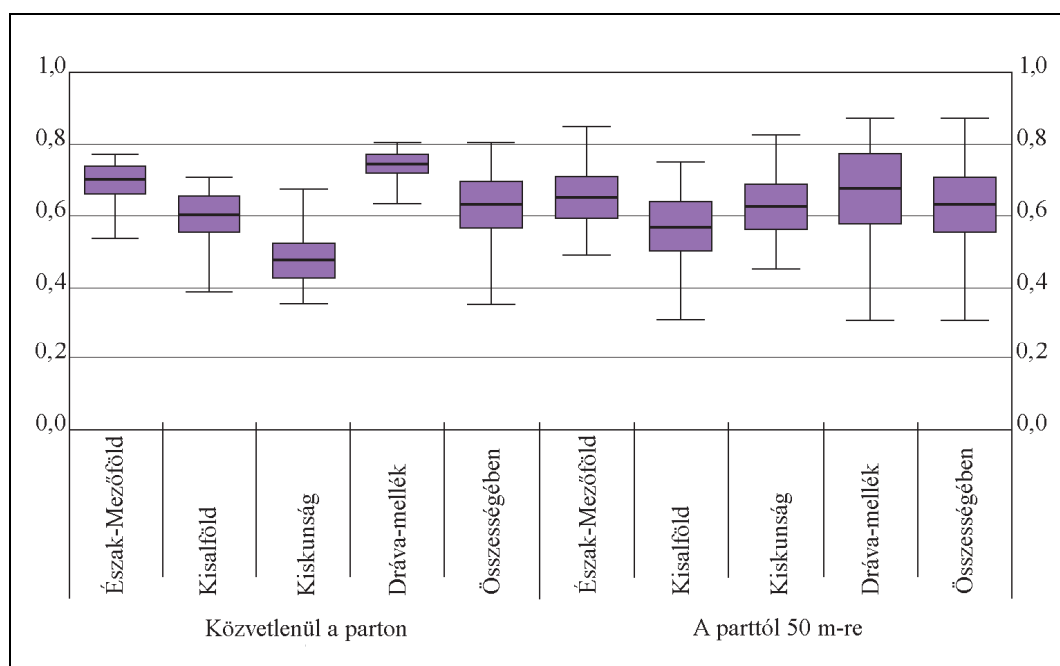
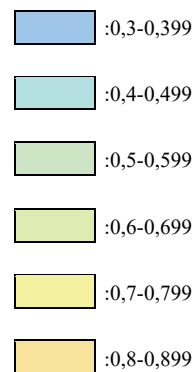
	Egyenletesség			
	Jobb 50	Jobb part	Bal part	Bal 50
Benta	0,829	0,764	0,723	0,849
Szent László-patak	0,640	0,701	0,539	0,731
Váli-víz 1	0,562	0,759	0,770	0,488
Váli-víz 2	0,634	0,759	0,763	0,583
Váli-víz 3	0,525	0,598	0,624	0,688
Csángota-ér	0,690	0,668	0,627	0,590
Sokorói-Bakony-ér	0,575	0,619	0,693	0,607
Cuhai-Bakony-ér	0,312	0,384	0,486	0,351
Vezseny-ér 1	0,498	0,646	0,704	0,603
Vezseny-ér 2	0,749	0,580	0,601	0,721
Csukás-éri-főcsatorna 1	0,452	0,470	0,512	0,543
Csukás-éri-főcsatorna 2	0,482	0,362	0,438	0,570
Csukás-éri-főcsatorna 3	0,519	0,359	0,481	0,594
Félegyházai-vízfolyás 1	0,763	0,488	0,356	0,759
Félegyházai-vízfolyás 2	0,710	0,673	0,619	0,826
Almás-patak 1	0,870	0,707	0,633	0,849
Almás-patak 2	0,817	0,723	0,756	0,704
Pécsi-víz	0,334	0,765	0,798	0,311
Nyugati-Gyöngyös	0,583	0,743	0,803	0,833
Gyöngyös	0,717	0,756	0,775	0,733

:0,3-0,399
 :0,4-0,499
 :0,5-0,599
 :0,6-0,699
 :0,7-0,799
 :0,8-0,899

A diverzitáshoz hasonlóan azonos patakszakaszok jobb és bal partjain, valamint a partoktól 50-50 m-re számított egyenletesség-értékek között is jelentős összefüggés figyelhető meg. A közvetlenül partmenti egyenletességek között 0,856 (a korreláció igen erősen szignifikáns: $P < 0,0001$), míg távolabb 0,828 a korrelációs együttható értéke (a korreláció ebben az esetben is igen erősen szignifikáns: $P < 0,0001$). A párosított t-próbák egyik esetben sem jeleznek az adatsorok között szignifikáns eltérést: a partmenti adatsorokra számítva $P = 0,5970$, a parttól 50 m-re regisztráltaknál $P = 0,1144$. Azonos oldali patakparti és parttól 50 m-re regisztrált egyenletesség-adatok között még a diverzitás esetében tapasztalhatónál is csekélyebb volt a kapcsolat: a korrelációs együttható értéke itt mindössze 0,242 (a korreláció nem szignifikáns: $P = 0,1330$); a párosított t-próba itt sem mutat szignifikáns eltérést: $P = 0,9782$, sőt, az adatsorok közötti szignifikáns hasonlóságra utal.

19. táblázat. Az egyenletesség értéke a vizsgált patakszakaszokon patakonként és tájanként.

	Az egyenletesség értéke								
	A jobb és a bal parttól 50 m-re összesen			Közvetlenül a két parton összesen			Összesítve az egy patak mentén készült 4 felvételt		
	Patakonként	Tájanként átlag	Tájanként összesen	Patakonként	Tájanként átlag	Tájanként összesen	Patakonként	Tájanként átlag	Tájanként összesen
Benta	0,856	0,653	0,661	0,741	0,694	0,725	0,823	0,739	0,727
Szent László-patak	0,683			0,616			0,689		
Váli-víz 1	0,525			0,747			0,709		
Váli-víz 2	0,594			0,766			0,756		
Váli-víz 3	0,607			0,601			0,715		
Csángota-ér	0,620	0,559	0,573	0,626	0,580	0,634	0,723	0,662	0,690
Sokorói-Bakony-ér	0,557			0,620			0,636		
Cuhai-Bakony-ér	0,326			0,427			0,501		
Vezseny-ér 1	0,542			0,645			0,711		
Vezseny-ér 2	0,748			0,581			0,737		
Csukás-éri-főcsatorna 1	0,511	0,594	0,564	0,491	0,458	0,456	0,621	0,636	0,601
Csukás-éri-főcsatorna 2	0,516			0,381			0,579		
Csukás-éri-főcsatorna 3	0,526			0,423			0,610		
Félegyházai-vízfolyás 1	0,769			0,415			0,700		
Félegyházai-vízfolyás 2	0,649			0,581			0,669		
Almás-patak 1	0,782	0,658	0,731	0,654	0,743	0,773	0,766	0,750	0,755
Almás-patak 2	0,773			0,732			0,806		
Pécsi-víz	0,311			0,790			0,640		
Nyugati-Gyöngyös	0,724			0,769			0,751		
Gyöngyös	0,701			0,768			0,785		

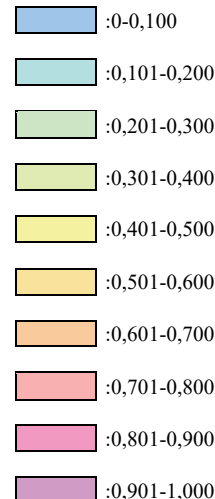


9. ábra. Az egyenletesség minimum, maximum, átlag és szórásértékei tájanként és összességében.

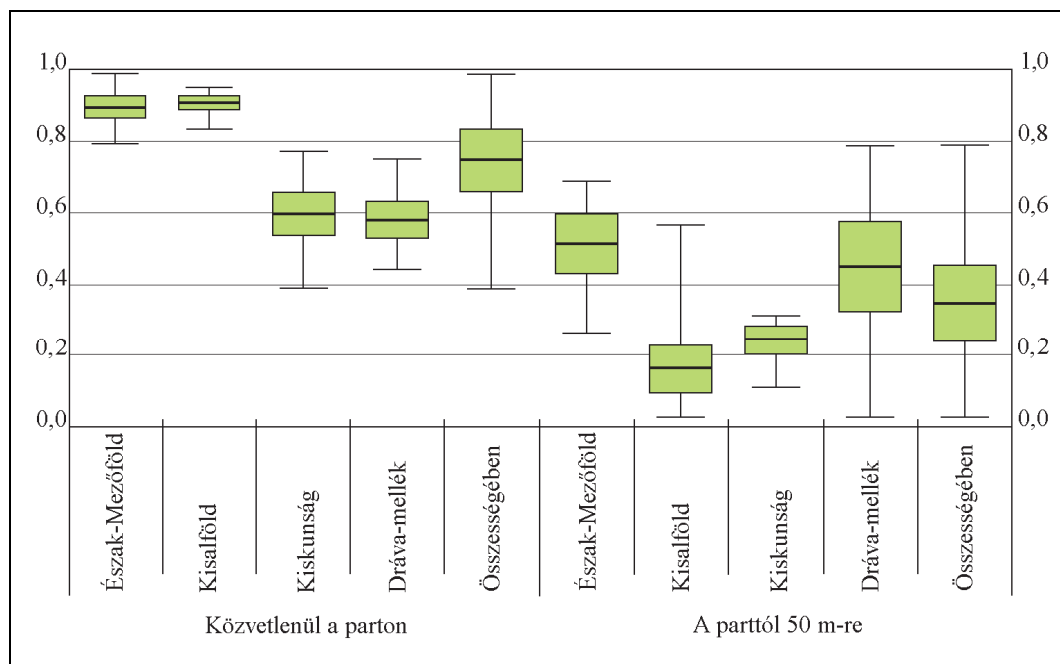
4.2.6. A patakszakaszok természetessége

20. táblázat. A természetességi index értékei a vizsgált patakszakaszokon partonként.

	Természetességi index				
	Jobb 50	Jobb part	Bal part	Bal 50	
Benta	0,2685	0,7920	0,8690	0,3460	
Szent László-patak	0,6025	0,9395	0,9635	0,4205	
Váli-víz 1	0,5350	0,8820	0,8160	0,6850	
Váli-víz 2	0,6795	0,8670	0,8655	0,6765	
Váli-víz 3	0,6485	0,9750	0,9875	0,2820	
Csángota-ér	0,1430	0,9155	0,9375	0,0760	
Sokorói-Bakony-ér	0,0950	0,8960	0,9050	0,1620	
Cuhai-Bakony-ér	0,0295	0,8875	0,8340	0,0465	
Vezseny-ér 1	0,1675	0,9030	0,9020	0,1665	
Vezseny-ér 2	0,5655	0,9490	0,9525	0,1705	
Csukás-éri-főcsatorna 1	0,1955	0,3900	0,4265	0,1085	
Csukás-éri-főcsatorna 2	0,2740	0,5970	0,5625	0,2995	
Csukás-éri-főcsatorna 3	0,3060	0,5930	0,7740	0,2850	
Félegyházai-vízfolyás 1	0,2405	0,6010	0,5725	0,1555	
Félegyházai-vízfolyás 2	0,3150	0,7415	0,7225	0,3160	
Almás-patak 1	0,5660	0,6350	0,6580	0,7870	
Almás-patak 2	0,5265	0,6210	0,6425	0,2435	
Pécsi-víz	0,0280	0,4470	0,4725	0,0575	
Nyugati-Gyöngyös	0,7470	0,4425	0,4955	0,5480	
Gyöngyös	0,4490	0,6780	0,7050	0,5570	



A 20. táblázat és a 10. ábra adatait elemezve elmondható, hogy túlnyomó többségben a közvetlenül vízparti élőhelyek jóval nagyobb mértékben őrizték meg természetességüket, mint az attól 50 m-re találhatóak, hiszen ebben a távolságban legtöbbször intenzív mezőgazdasági kultúrák helyezkednek el.



10. ábra. A természetességi index minimum, maximum, átlag és szórásértékei tájanként és összességében.

A mindössze két kivétel a Dráva-melléken volt, ami egyrészt a környék nagyfokú erdősültségével, másrészt a patakparton megjelenő adventívek magas arányával magyarázható. A regisztrált adatok általában a parttól távolabbi adatsorok esetében bizonyultak különbözőbbnek: a Kiskunság kivételével itt voltak egymástól távolabb a szélsőértékek, és itt volt nagyobb a szórás is. A legtermészetesebb élőhelyeket patakparti helyzetben a Kisalföldön és a Mezőföld északi részén regisztráltam, míg a Kiskunság és a Dráva-mellék jóval degradáltabbnak bizonyult. Előbbi az igen intenzív mederkezelések miatt, utóbbi pedig a fás- és lágyszárú adventívek magas arányának köszönhetően. A parttól távolabbi területek közül a Mezőföld északi része, valamint a Dráva-mellék voltak többségében természetesek, ami azzal magyarázható, hogy az Észak-Mezőföldön sok természetközeli síkvidéki mocsárrét (D4) helyezkedett el a patakoktól nem messze, míg a Dráva-melléken sok erdő terült el.

A patakok jobb és bal partjának természetessége között nagymértékű összefüggést találtam: a korrelációs együttható értéke a part mellett 0,961 (a korreláció igen erősen szignifikáns: $P < 0,0001$); a párosított t-próba az adatsorok között nem jelez szignifikáns eltérést ($P = 0,1957$). A parttól 50 m-re a korrelációs koefficiens értéke 0,737 (a korreláció ebben az esetben is igen erősen szignifikáns: $P = 0,0002$); a párosított t-próba szerint az adatsorok között itt sincs szignifikáns különbség ($P = 0,1908$). Ezekkel szemben a part menti adatsor és a parttól 50 m-re felvett adatsor természetessége között gyakorlatilag nem volt korreláció: az együttható értéke itt mindössze 0,055 volt (a korreláció nem szignifikáns: $P = 0,7363$); a párosított t-próba a partmenti adatsor nagyobb természetességét igen erősen szignifikáns különbségnek mutatja ($P < 0,0001$).

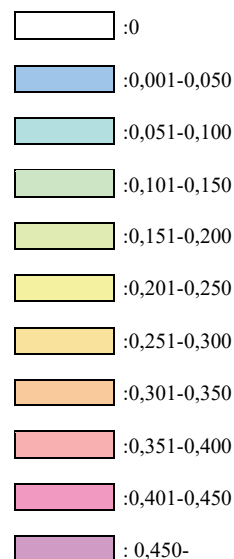
4.2.7. Invázív növények uralta élőhelyek megjelenése

A 21. táblázat és a 11. ábra tanúsága szerint az invázív fajok legnagyobb mértékű térhódítása a Dráva-melléken jelentkezik (a Nyugati-Gyöngyös partján húzódó élőhelyeknek majdnem a felét uralják), a többi tájon csekély, ám egyenletes fertőzöttség figyelhető meg.

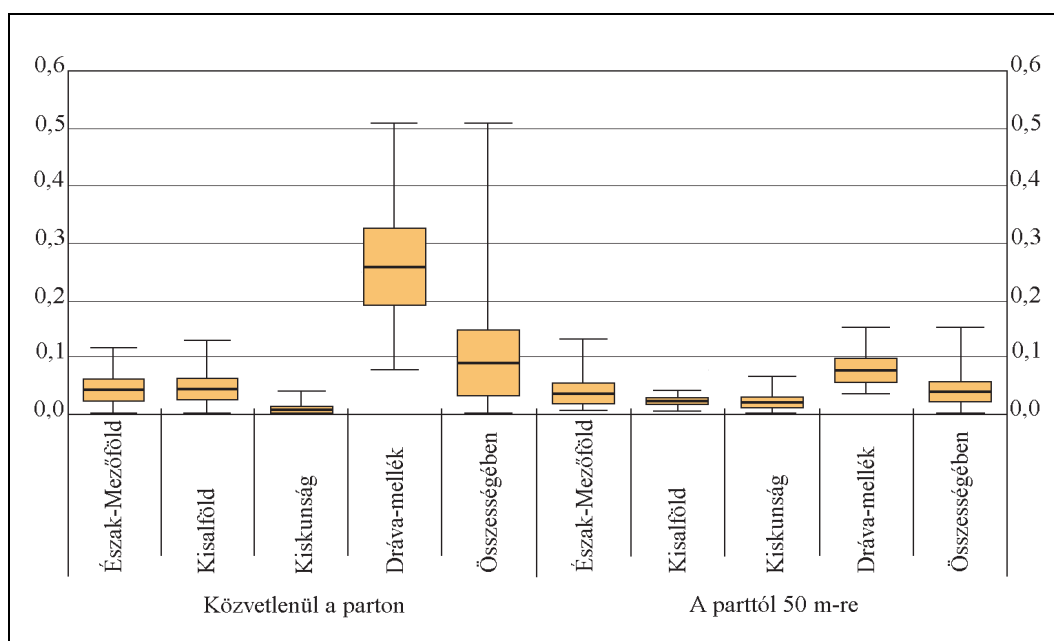
„Tisztának” mondható a Sokorói-Bakony-ér, valamint a Csukás-éri-főcsatorna második vizsgált szakasza mentén a partmenti sáv, minimális a fertőzöttség a Kiskunság patakparti felvételeiben, hiszen itt a gyakori mederkarbantartások (kaszálás, gyomirtózás, kotrás) miatt az özönnövények nem nagyon képesek megtelepedni, így az invázió index értéke is igen alacsony.

21. táblázat. Az invázió index értékei a vizsgált patakszakaszokon partonként.

	Invázió index			
	Jobb 50	Jobb part	Bal part	Bal 50
Benta	0,131	0,029	0,029	0,078
Szent László-patak	0,034	0,012	0,008	0,01
Váli-víz 1	0,017	0,059	0,132	0,024
Váli-víz 2	0,017	0,068	0,07	0,02
Váli-víz 3	0,014	0,006	0,001	0,006
Csángota-ér	0,009	0,047	0,031	0,032
Sokorói-Bakony-ér	0,024	0	0	0,028
Cuhai-Bakony-ér	0,041	0,095	0,127	0,02
Vezseny-ér 1	0,018	0,059	0,051	0,023
Vezseny-ér 2	0,006	0,007	0,008	0,025
Csukás-éri-főcsatorna 1	0,003	0,005	0,004	0,065
Csukás-éri-főcsatorna 2	0,008	0	0	0,003
Csukás-éri-főcsatorna 3	0	0,001	0,001	0,03
Félegyházai-vízfolyás 1	0,052	0,038	0,007	0,019
Félegyházai-vízfolyás 2	0,012	0,014	0,007	0,005
Almás-patak 1	0,154	0,126	0,078	0,076
Almás-patak 2	0,037	0,187	0,19	0,084
Pécsi-víz	0,034	0,344	0,269	0,035
Nyugati-Gyöngyös	0,085	0,512	0,457	0,149
Gyöngyös	0,067	0,222	0,209	0,037

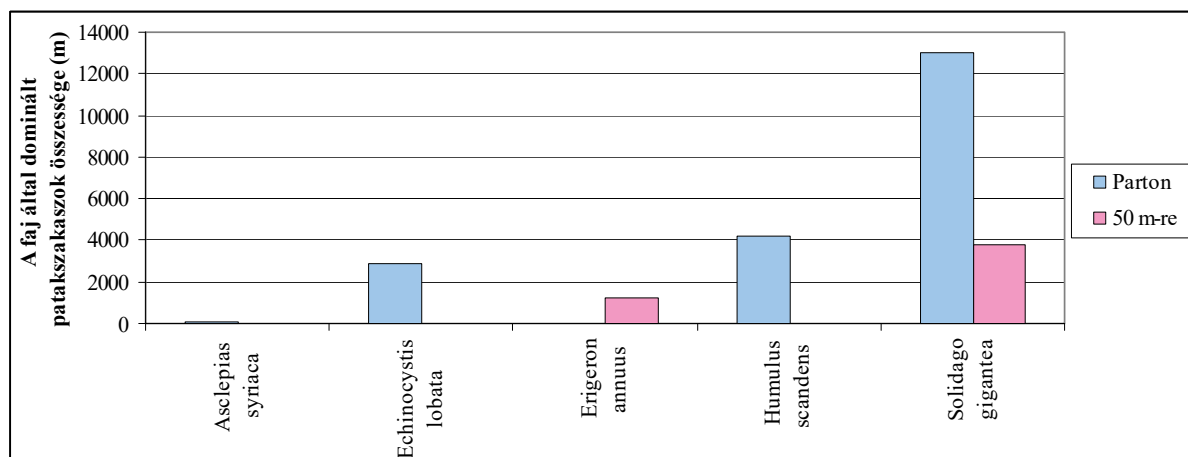


A két parton regisztrált invázió indexek korrelációjáról elmondható, hogy közöttük jelentős összefüggés van: a korrelációs együttható értéke 0,977 (a korreláció igen erősen szignifikáns: $P < 0,0001$); a párosított t-próba az adatsorok között szignifikáns különbséget nem mutat ($P = 0,2794$). A parttól 50 m-re a korreláció mértéke: 0,591 (a korreláció erősen szignifikáns: $P = 0,0061$); a párosított t-próba szignifikáns különbség helyett szignifikáns hasonlóságot mutat az adatsorok között ($P = 0,9703$). A parti és távolabbi adatsorok közötti korreláció 0,509 (igen erősen szignifikáns: $P = 0,0008$); a párosított t-próba szerint a parti élőhelyek inváziós indexe szignifikánsan magasabb a parttól távolabbiakénál ($P = 0,0073$).



11. ábra. Az invázió index minimum, maximum, átlag és szórásértékei tájanként és összességében.

Az adatgyűjtés folyamán regisztrált invázív lágyszárúak uralta állományok (O15) és nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések (S6) borítási értékei és domináns fajai is nagyban függtek a vízfolyástól mért távolságtól, a tájegységtől és konkrétan az adott pataktól (22. táblázat).

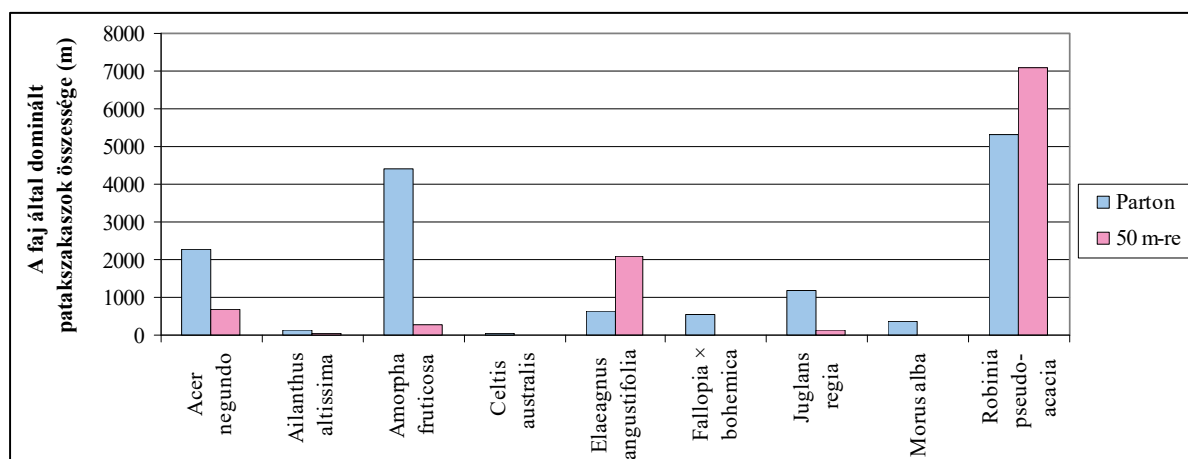


12. ábra. Invázív lágyszárúak uralta állományok megoszlása a domináns fajok szerint.

A teljes felmérés során regisztrált adatsorokban a lágyszárú invázív fajok közül öt fordult elő az adott élőhelyet domináló arányban (12. ábra), melyek közül mind a vízpartokon, mind attól távolabb a *Solidago gigantea* megjelenése volt a legtömegesebb, ami a Kiskunság kivételével főleg közvetlenül a vízfolyások mentén minden vizsgált tájegységen nagy számban felbukkant (12. ábra; 22. táblázat).

A víztől távolabbi felvételekben rajta kívül csak az *Erigeron annuus* fordult elő uralkodó mennyiségben a Nyugati-Gyöngyös és a Gyöngyös mentén, míg közvetlenül a patakparton az *Echinocystis lobata* (az Almás-patak második vizsgált szakaszánál, a Pécsi-víznél és a Gyöngyösnél), valamint a *Humulus scandens* (egy helyen, a Pécsi-víz partján) alkotott nagyobb, egybefüggő állományokat. Az *Asclepias syriaca* kizárólag a Kiskunságon, közvetlenül a vízpartokon jelent meg a tanulmányozott sávban, a Csukás-éri-főcsatorna második vizsgált szakaszát leszámítva minden felmért patakparton, de ezeken a helyeken is mindössze minimális mennyiségben: patakonként a 10 000-ből csupán 10-30 m hosszúságú szakaszokon (22. táblázat).

A lágyszárúak esetében tapasztaltaknál jóval színesebb képet mutat az egy-egy 10 m hosszúságú szakaszt domináló fásszárú adventívek megoszlása (22. táblázat és 13. ábra). Összesen kilenc fajt regisztráltam, melyek közül mind a patakok partjain, mind azoktól 50 m-re a *Robinia pseudo-acacia* jelenléte volt a legmeghatározóbb – 3 vízparti adatsor kivételével minden felvételben legalább színező elemként előfordult.



13. ábra. Nem őshonos fajokból álló spontán fás élőhelyek megoszlása domináns fajok szerint.

A parttól 50 m-re ezen kívül megtalálható volt még jelentősebb mennyiségben az *Elaeagnus angustifolia*, melynek legnagyobb állományai a Benta mentén és a Kiskunságon fordultak elő, de a Dráva-melléken teljesen hiányzott, valamint az *Acer negundo*, mely minden tájon előfordult, de számottevő foltjai csak a Nyugati-Gyöngyös és a Csángota-ér mentén alakultak ki. Ugyancsak a patakoktól távolabbi adatsorokat színezi a vitatott őshonosságú *Juglans regia* (BABOS – BERTIN, 1998) néhány előfordulása a Dráva-melléken, az *Amorpha fruticosa* a Benta és az Almás-patak első vizsgált szakasza mentén, és az *Ailanthus altissima* a Csukás-éri-főcsatorna harmadik, valamint a Félegyházai-vízfolyás második vizsgált szakaszának partján.

Közvetlenül a patakpartokon még ennél is tarkábbnak bizonyult a fásszárú adventívek előfordulása. A *Robinia pseudo-acacia* mellett két meghatározó faj volt itt jelen. Egyik az *Amorpha fruticosa*, mely a Dráva-melléken mindenütt fellelhető (főleg a Nyugati-Gyöngyös és a Gyöngyös mentén), de a Kiskunságon teljesen, és a Kisalföldön egyetlen előfordulást leszámítva hiányzott.

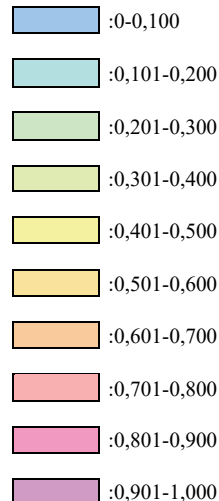
Másik az *Acer negundo*, ami minden tájon előfordult, de a Dráva-melléken (az Almás-patak első és második vizsgált szakasza, valamint a Nyugati-Gyöngyös partján) és az Észak-Mezőföldön (a Váli-víz első vizsgált szakaszán) volt igazán számottevő. A további fajok már csak színező elemként jelentek meg, vagy maximum egy-két patak mentén bírtak nagyobb jelentőséggel. A *Juglans regia* ugyan minden tájon előfordult, de tekintélyesebb számban csak a Vezseny-ér, a Pécsi-víz, és a Gyöngyös mellett képviseltette magát. Az *Elaeagnus angustifolia* szintén mindenhol megjelent, de jelentős állományai csak a Benta és a Félegyházi-vízfolyás első vizsgált szakaszán tűntek fel, míg a Dráva-melléken szinte hiányzott. A *Fallopia* × *bohemica* állományai érdekes módon többé-kevésbé minden táj egy-egy patakja mentén megjelentek (Benta, Cuhai-Bakony-ér, Félegyházi-vízfolyás első vizsgált szakasza, Almás-patak második vizsgált szakasza). Az Észak-Mezőföld kivételével igen szórványosan mindegyik országrészben találkoztam az *Ailanthus altissima*, a *Celtis occidentalis*, és a *Morus alba* által dominált kis foltokkal.

Mind a lágyszárú, mind a fásszárú adventívek mennyiségét tekintve elmondható, hogy a közvetlenül patakparti helyeken nagyobb számban fordulnak elő, mint attól távolabb. Ez azzal magyarázható, hogy egyrészt a vízfolyások segítenek a fajok terjedésében, így az invázivakéban is, másrészt a parttól távolabb, az intenzív mezőgazdasági művelés színterén, még az agresszíven terjedő adventív fajok sem képesek domináns mértékben elterjedni. Szintén mind a lágyszárú, mind a fásszárú adventívek elterjedésére nézve igaz, hogy a vizsgált tájegységek közül a Dráva-mellék a legfertőzöttebb, a Kiskunság a legkevésbé érintett. Ennek valószínűleg éghajlati és ezzel összefüggő földhasználati okai vannak. A lágyszárúak elterjedésében fellelhető különbség oka az lehet, hogy a vizsgált területek közül a Kiskunságon a legkevesebb, a Dráva-melléken pedig a legtöbb a csapadék, ezért a nagyobb vízigényű invázió özöngyomok (pl. *Solidago gigantea*) ideálisabb életfeltételeket találnak az ország délnyugati részén, mint a középsőn. A kevesebb csapadék nem kedvez a fás vegetációnak sem, így a területet is főképp szántóként és legelőként hasznosítják, ezért a Kiskunságon eleve kevés a fás élőhely, sőt, a patakpartokat a szélsőségesebb csapadékeloszlásnak köszönhető nagyobb árvízveszély miatt rendszeresen kaszálják, gyomirtózzák, így a fásszárú adventívek dominálta terület sem lehet nagy kiterjedésű. A Dráva-melléken ezzel szemben magasabb a fásszárúak aránya, következésképpen sok fásszárú adventív is elfér.

4.2.8. A fásszárú vegetáció aránya a vizsgált patakszakaszokon

23. táblázat. A fásszárúsági index értékei a vizsgált patakszakaszokon partonként.

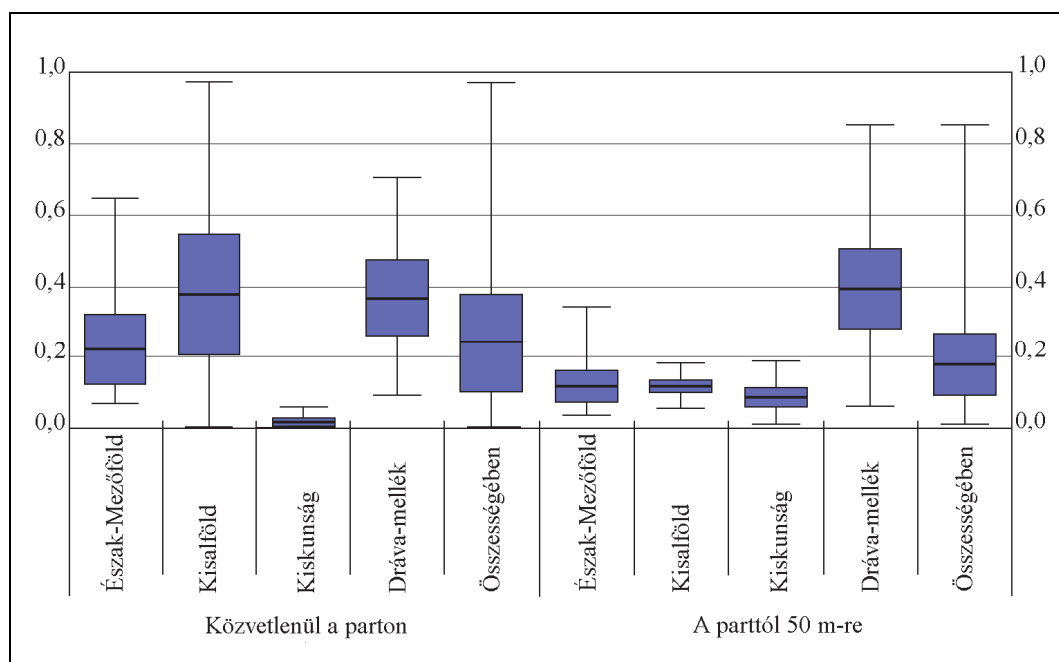
	Fásszárúsági index			
	Jobb 50	Jobb part	Bal part	Bal 50
Benta	0,344	0,133	0,069	0,195
Szent László-patak	0,109	0,136	0,115	0,103
Váli-víz 1	0,063	0,568	0,646	0,077
Váli-víz 2	0,085	0,230	0,144	0,110
Váli-víz 3	0,038	0,100	0,112	0,051
Csángota-ér	0,182	0,218	0,165	0,162
Sokorói-Bakony-ér	0,123	0,002	0,005	0,054
Cuhai-Bakony-ér	0,065	0,972	0,917	0,103
Vezseny-ér 1	0,129	0,566	0,566	0,085
Vezseny-ér 2	0,131	0,147	0,182	0,153
Csukás-éri-főcsatorna 1	0,024	0,037	0,004	0,189
Csukás-éri-főcsatorna 2	0,017	0,029	0,029	0,134
Csukás-éri-főcsatorna 3	0,010	0,000	0,001	0,041
Félegyházai-vízfolyás 1	0,161	0,059	0,013	0,190
Félegyházai-vízfolyás 2	0,056	0,015	0,007	0,026
Almás-patak 1	0,273	0,160	0,087	0,465
Almás-patak 2	0,556	0,100	0,167	0,357
Pécsi-víz	0,060	0,422	0,519	0,080
Nyugati-Gyöngyös	0,850	0,388	0,428	0,572
Gyöngyös	0,351	0,667	0,706	0,399



A 23. táblázat és a 14. ábra eredményeit megvizsgálva elmondható, hogy noha a parti területek általában nagyobb mértékben fásodottak, mint a parttól távolabbiak, patakonként igen nagyarányú különbségek figyelhetők meg. Ámbár átlagosan a fásszárú élőhelyek aránya a vizsgált négy területből kettőnél a vízparton, illetve kettőnél attól 50 m-re magasabb, még az egyes tájakon belül sem mutatható ki szorosabb, ilyen irányú összefüggés. Összességében a legfásodottabb tájnak a Dráva-mellék bizonyult, bár a közvetlenül partmenti adatsorok összehasonlítása esetében a Kisalföld egyik vizsgált patakja, a Cuhai-Bakony-ér bizonyult a legfásodottabbnak; míg a legkevésbé fásodott egyértelműen a Kiskunság volt.

Egyazon patak jobb és bal partjának fásszárúsági indexei közötti korrelációt szemügyre véve tekintélyes kapcsolat áll fenn: a korrelációs együttható értéke a két part növényzetének fásodottsága között igen magas, 0,983 (a korreláció igen erősen szignifikáns: $P < 0,0001$); a párosított t-próba alapján az adatsorok között szignifikáns különbség nem mutatható ki ($P = 0,7748$). A partoktól 50 m-re felvett adatsorok esetében a korrelációs együttható értéke 0,860 (a korreláció ebben az esetben is igen erősen szignifikáns: $P < 0,0001$); a párosított t-próba ezen adatsorok között sem jelez szignifikáns különbséget ($P = 0,8715$) – minden bizonnyal a patak két partjának azonos kezelése, és a parttól távolabbi területek hasonló művelése miatt. A partmenti, és a parttól 50 m-re található élőhelyek fásszárúsági indexei között viszont már szinte nem mutatható ki összefüggés, a korrelációs

koefficiens mindössze 0,116 (nem szignifikáns: $P = 0,4731$); a párosított t-próba ezen adatsorok között sem mutat szignifikáns különbséget ($P = 0,1781$).



14. ábra. A fásszárúsági index minimum, maximum, átlag és szórásértékei tájanként és összességében.

4.3. A leíró statisztikák összefüggései

A 4.2. fejezetben részletesen vizsgált indexek közötti esetleges összefüggéseket korrelációs számítással ellenőriztem. Megvizsgáltam a fragmentáltság, az élőhelyek száma, a változatossági index, a diverzitás, az egyenletesség, a természetességi index, az invázió index és a fásszárú vegetáció aránya közötti esetleges kapcsolatokat mind a parttól 50 m-re, mind a közvetlenül parti helyzetben regisztrált adatok között, majd az összesített adatok esetében is. A számítások eredményét a 24. táblázatban foglaltam össze.

A diverzitás és az egyenletesség, a fragmentáltság és a változatosság, valamint a változatosság és az élőhelykategóriák száma között nem számítottam korrelációt, mivel ezek az indexek egymásból számolhatók, összefüggéseik törvényszerűek. A 24. táblázatnak ezeket a celláit „x” jellel jelöltem.

A táblázat adatait szemlélve általában elmondhatjuk, hogy az egyes mintaterületek sokféleségét leíró indexek (fragmentáltság, élőhelykategóriák száma, diverzitás és egyenletesség) egymással többé-kevésbé összefüggnek, míg az egyéb jellegzetességeket

bemutató indexek között számított korrelációk egymással csak kisebb mértékű összefüggésekre utalnak.

24. táblázat. A vizsgált indexek és mutatók közötti korrelációk értékei. A táblázatnak azokat a mezőit „×” jelöli, melyek egymásból számított mutatók összehasonlítására vonatkoznának, és ezért közöttük korrelációt nem számoltam.

		Fragmentáltság	Az élőhely-kategóriák száma	Változatosság	Diverzitás	Ekvitabilitás (evenness)	Természetesség	Invázió index	A fás szárú vegetáció aránya
A parttól 50 m-re	Fragmentáltság	-	0,38	×	0,66	0,67	0,55	0,74	0,61
	Az élőhely-kategóriák száma		-	×	0,72	0,60	0,35	0,12	0,21
	Változatosság			-	0,72	0,70	0,54	0,69	0,58
	Diverzitás				-	×	0,50	0,49	0,54
	Ekvitabilitás (evenness)					-	0,51	0,52	0,57
	Természetesség						-	0,37	0,44
	Invázió index							-	0,83
	A fás szárú vegetáció aránya								-
A parton	Fragmentáltság	-	0,35	×	0,72	0,73	0,11	0,57	0,30
	Az élőhely-kategóriák száma		-	×	0,64	0,36	0,29	0,15	0,23
	Változatosság			-	0,82	0,67	0,18	0,48	0,30
	Diverzitás				-	×	0,13	0,53	0,30
	Ekvitabilitás (evenness)					-	0,06	0,58	0,28
	Természetesség						-	-0,50	0,09
	Invázió index							-	0,49
	A fás szárú vegetáció aránya								-
Összességében	Fragmentáltság	-	0,22	×	0,58	0,64	0,43	0,57	0,44
	Az élőhely-kategóriák száma		-	×	0,74	0,58	0,44	-0,13	-0,02
	Változatosság			-	0,77	0,76	0,52	0,44	0,36
	Diverzitás				-	×	0,53	0,23	0,15
	Ekvitabilitás (evenness)					-	0,50	0,32	0,19
	Természetesség						-	-0,11	0,06
	Invázió index							-	0,76
	A fás szárú vegetáció aránya								-

negatív:

0-0,09:

0,1-0,19:

0,2-0,29:

0,3-0,39:

0,4-0,49:

0,5-0,59:

0,6-0,69:

0,7-0,79:

0,8-0,89:

0,9-1:

A patakpartokat mind a diverzitás, mind az egyenletesség hasonló szempontból jellemzi, mint a változatosság, értékeik azonban mégsem korrelálnak annak értékével túl nagy mértékben (diverzitás – változatosság: 0,72-0,82, egyenletesség – változatosság: 0,67-0,76), ami arra mutat, hogy adott terület jellemzésére a diverzitás, vagy az egyenletesség mellett a változatosságnak is létjogosultsága lehet.

Mindössze három, az invázió index esetében megfigyelhető összefüggést emelnék ki. A parttól 50 m-re felvett adatsorokat vizsgálva az invázió index és a fragmentáltság (ezen keresztül kisebb mértékben ugyan, de a változatosság is) az átlagosnál kicsit magasabb (0,74) értékű korrelációt mutat. Ennek valószínű oka, hogy a parttól távolabbi, általában egységes,

mezőgazdasági élőhelyek (legelők, rétek, parlagok) nagymértékben kitettek az invázív növények fertőzésének, és amikor azok kisebb-nagyobb foltjai megjelennek, akkor az addig tagolatlan élőhelyfoltok széttöredeznek, a fragmentáltság erősen növekszik. Szintén a parttól 50 m-re regisztrált adatsorokat összevetve vesszük észre, hogy a fásszárú vegetáció aránya és az invázió index értékei között jelentős, 0,83-as korreláció mutatkozik. Ez arra vezethető vissza, hogy ha egy mezőgazdasági művelés alatt álló területen az intenzív gazdálkodást abbahagyják, akkor a felszabaduló területen legtöbbször nem őshonos, hanem tájidegen fajokból alakulnak ki fás-cserjés foltok. Hozzájárul még a jelenség magyarázatához az is, hogy a korábban szántóként hasznosított területeket a gazdák gyakran szándékosan hagyják akáccal beerdősödni annak értékes fája miatt. Érdekes, hogy mindössze a parti adatsorok vizsgálatakor tapasztalunk kisebb mértékű (-0,5) negatív összefüggést a természetesség és a tájidegen fajok által uralt élőhelyek aránya között, noha ez az összefüggés máshol, és nagyobb mértékben is elvárható lenne.

4.4. A regisztrált élőhely-típusok sokváltozós elemzése

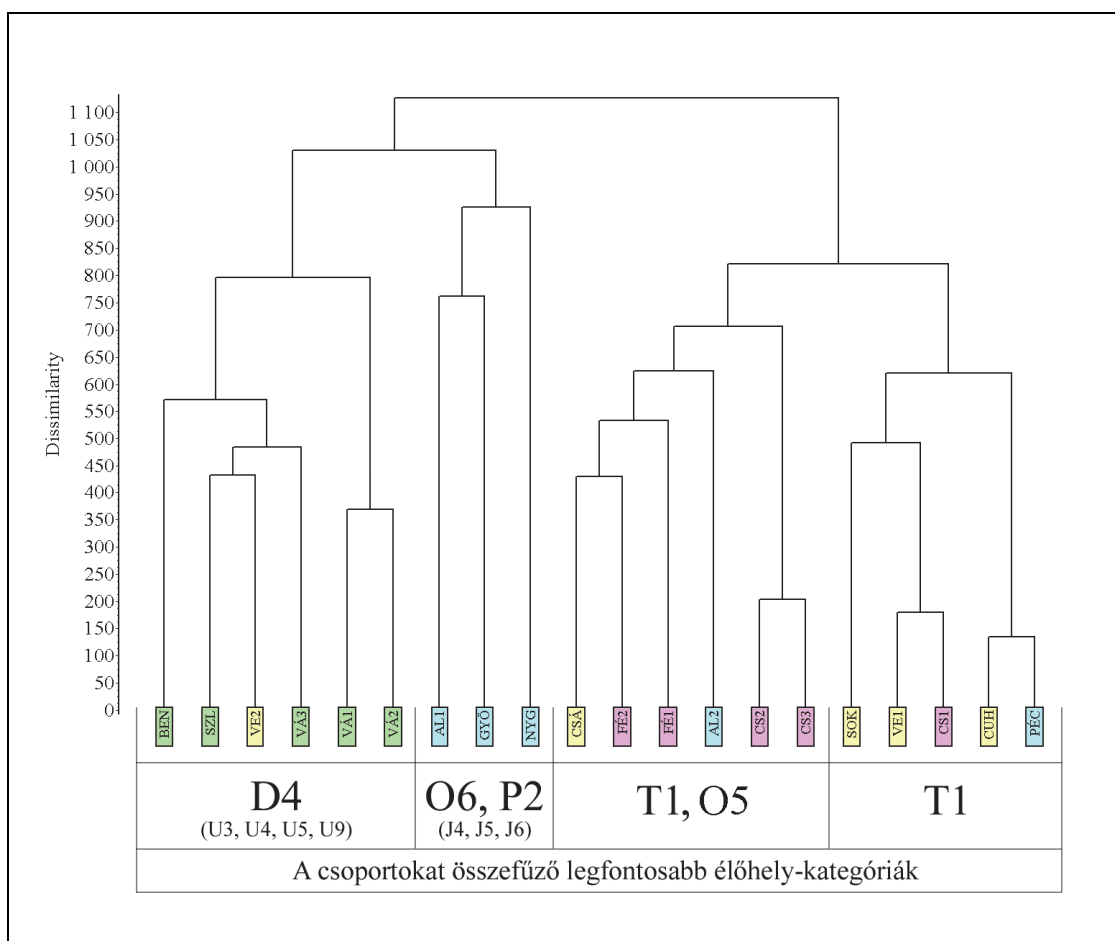
Ahhoz, hogy a vizsgált területek élőhelyeiről, hasonlóságairól, vagy különbözőségeikről komplex ismeretekhez jussak, többféleképpen is megvizsgáltam az egyes patakszakaszok mentén regisztrált élőhely-típusokat: más-más módon csoportosítva, az alapsokaság egészen, illetve különböző részein végeztem csoportátlag osztályozást és főkomponens analízist. Az inputmátrixok legfontosabb adatait a 8. táblázat tartalmazza.

1. A vízközelség hatásának elemzéséhez egymástól elkülönítve vizsgáltam
 - a. a közvetlenül patakparton felvett adatsorokat
 - b. az 50 m-rel távolabbiakat
2. Vizsgálva azt, hogy a patakparttól számított 50 m távolság elegendő-e a közvetlenül víz által már nem befolyásolt, ám az adott tájra jellemző élőhely-adatsor gyűjtéséhez, a fenti két adatsort egy alapsokaságként elemeztem, várva, hogy azok élesen elváljanak-e egymástól, vagy sem.
3. A patakok jobb és bal partját, valamint azok tágabb környezetét egy egységként kezelve vizsgáltam az adatokat, hogy megtudjam: az egyes patakpartok között mutatkoznak-e így is szembetűnő hasonlóságok és különbségek.
4. A jobb és a bal partokon felvett adatsorokat külön elemekként vizsgálva arra a kérdésre kerestem választ, van-e jelentős különbség a két parton nyert adathalmazok között, vagy mindkét oldal adatainak felvételezése pszeudoismétléshez vezet.
5. Megvizsgáltam, hogy jobban hasonlítanak-e egymáshoz az egy patak mentén felvett adatsorok, mint az egy tájon belül, de különböző patakok mentén regisztráltak, hogy eldönthessem, vajon az egy patak mentén végzett ismételt adatgyűjtés pszeudoismétlésnek számít-e.
6. Megfigyeltem, hogy hogyan változnak meg a kapott eredmények, ha a 10 km hosszú adatsorokat 2,5 km-es szakaszokra bontom, és azokat külön elemzem; más szóval: mi történt volna, ha rövidebb, de nagyobb számú patakszakaszt felvételezek?

4.4.1. A vizsgált patakszakaszoktól 50 m-re felvett adatsorok elemzése

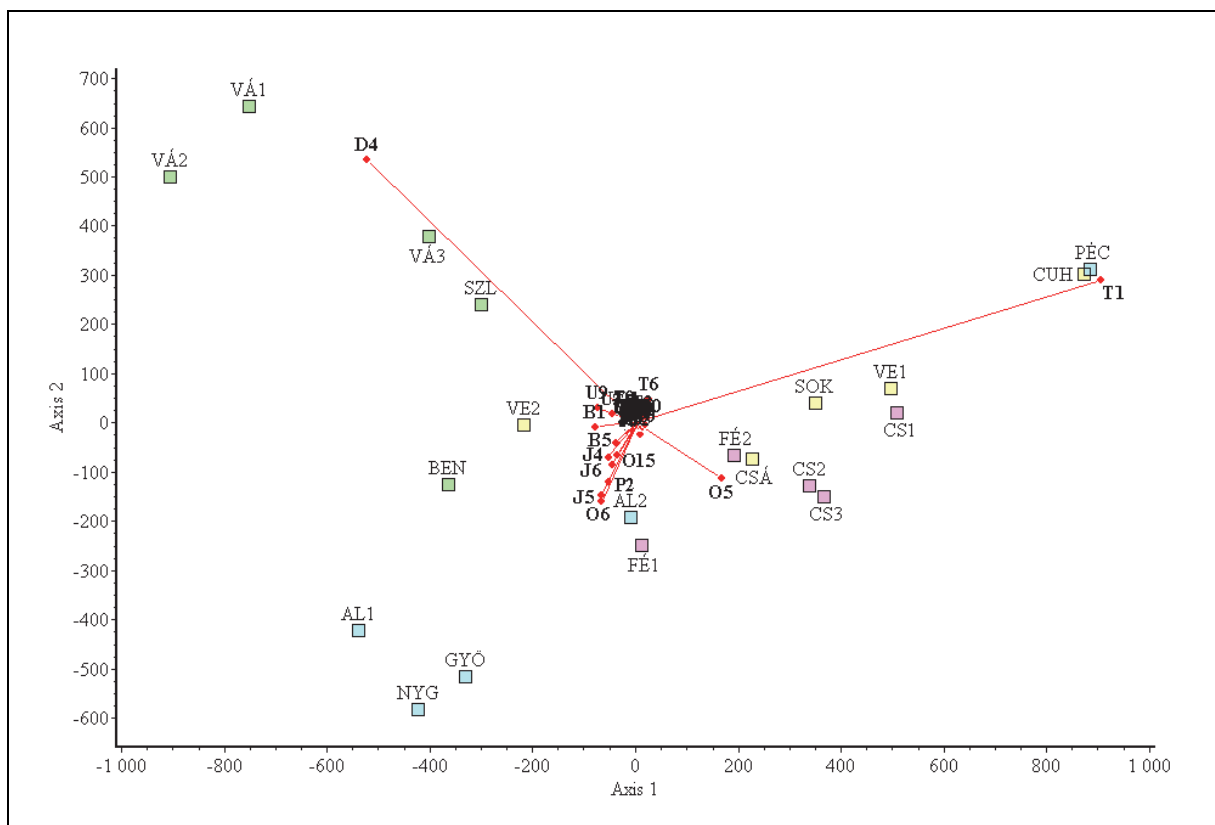
A vizsgált területek közötti – az eredeti célkitűzések szerint éghajlati- és egyéb környezeti tényezőknek köszönhetően mutatkozó – hasonlóságok és különbségek feltárására a parttól távolabbi, 50 m távolságban nyert adatsorok tűntek alkalmasabbnak, mert ezek már teljesen, vagy majdnem teljesen, mentesek a csekély vízhozamú patakok edafikus hatásától. Ennek megfelelően az első elemzéseket nem a teljes alapsokaságon futtattam le, hanem mindössze annak felén, vagyis csak a parttól 50 m-re regisztrált adatokat vettem figyelembe. A 20 adatsor mindegyikébe egy-egy 10 km hosszú patakszakasz jobb és bal partjától 50 m-re húzódó sáv élőhely adatai tartoztak.

A hierarchikus osztályozás (15. ábra) és a főkomponens analízis (16. ábra) eredményei alapján csak egyetlen táj különül el jól láthatóan a többitől: az Észak-Mezőföld. Azonban ez az elkülönülés sem teljes: az ide tartozó, egy csoportot alkotó patakszakaszok között megjelenik egy kisalföldi pataknak, a Vezseny-ér második vizsgált szakaszának környezete is.



15. ábra. A parttól 50 m-re felvett adatok hierarchikus osztályozásának ábrázolása. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térképábrázolása, az Á-NÉR kategóriáit pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.

Ezt a hat szakaszt magába foglaló csoportot leginkább a hasonló művelés: az ártereken húzódó nagy kiterjedésű, kaszálóként hasznosított alföldi mocsárrétek (D4), valamint néhány, a terület nagyobb népsűrűségéből adódó, a frekventált emberi jelenlétet mutató élőhely – a falvak (U3), a telephelyek, roncsterületek (U4), a meddőhányók (U5) és az állóvizek (U9) – magas aránya jellemzi. A másik három terület bizonyos adatsorai összetartoznak ugyan, de az egyes tájak nem válnak el tökéletesen egymástól.

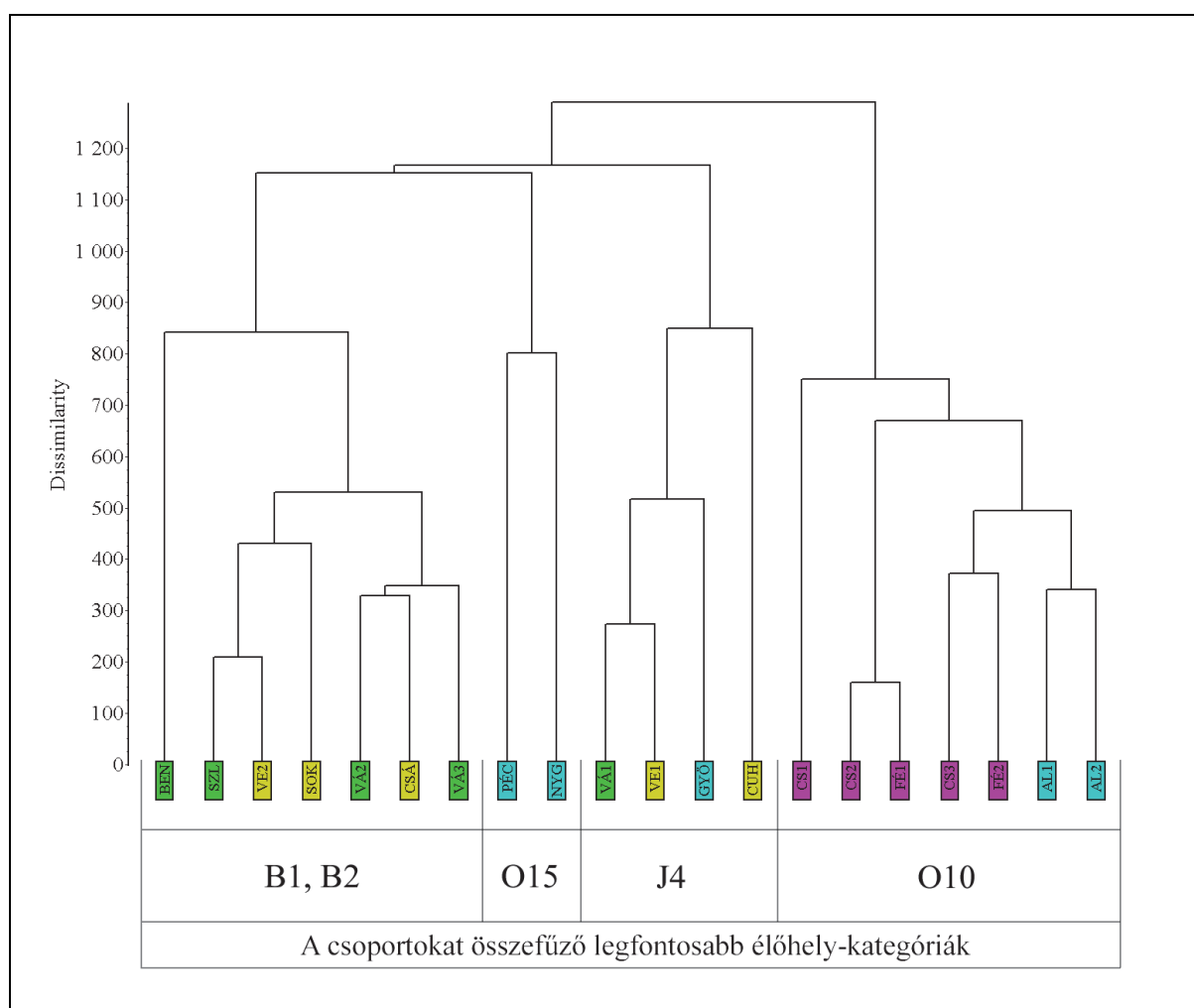


16. ábra. A parttól 50 m-re felvett adatok főkomponens analízisének ábrázolása. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térképvázlata, az Á-NÉR kategóriákat pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.

Elkülönülő csoportot alkot három Dráva-melléki patak környezete (az Almás-patak első vizsgált szakasza, a Gyöngyös és a Nyugati-Gyöngyös) az alföldi gyomos üde gyepek (O6), a spontán cserjésedő-erdősödő területek (P2), valamint egyes ligeterdő típusok (J4, J5, J6) magas aránya miatt. Az Almás-patak második vizsgált szakasza és a Pécsi-víz azonban már az egyéves szántóföldi kultúrák (T1) által dominált harmadik, és egyben legnagyobb csoportba került. Ebbe tartozik a vizsgált patakpartok több, mint fele (a 20 esetből 11), ami megfeleltethető hazánk mezőgazdasági profiljának és a fennálló birtokviszonyoknak.

4.4.2. A vizsgált patakszakaszok partján felvett adatsorok elemzése

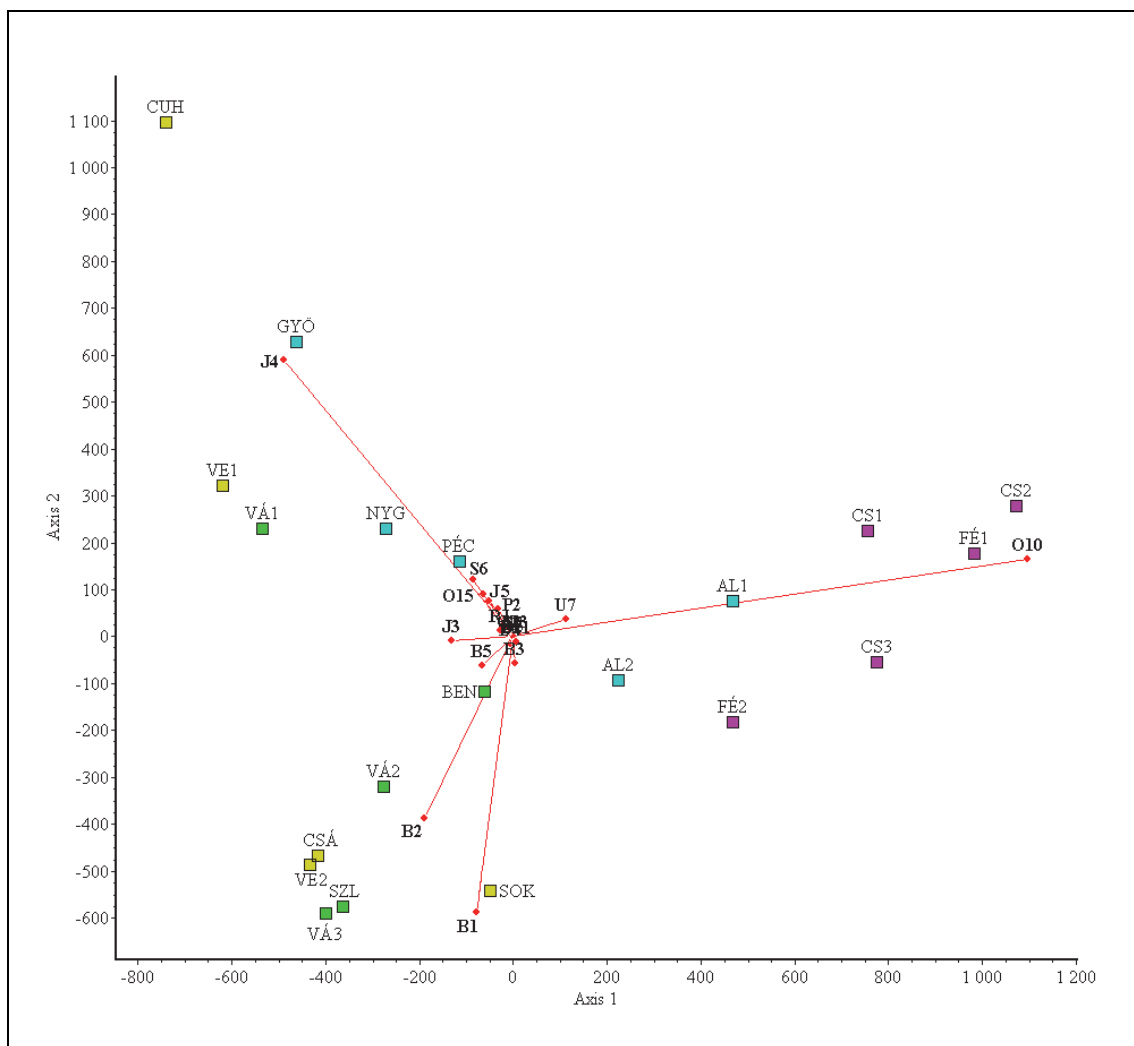
Második lépésben csak a közvetlenül vízparton regisztrált élőhely-adatokat vizsgáltam annak tisztázására, hogy a víz közelségének hatása összemosza-e a patakparti élőhelyek megoszlásában tapasztalható esetleges táji különbségeket. Ebben az esetben figyelmen kívül hagytam tehát a partoktól 50 m-re felvett adatsorokat, a teljes alapsokaság felét vizsgálva. Az adatok most is 20 egységet alkottak, minden egységbe egy-egy 10 km hosszú patakszakasz jobb és bal partján felvett élőhely-adatokkal.



17. ábra. A közvetlenül a parton felvett adatok hierarchikus osztályozásának ábrázolása. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térkép vázlata, az Á-NÉR kategóriáikét pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.

Az így kapott dendrogramot (17. ábra) és biplotot (18. ábra) vizsgálva megállapíthatjuk, hogy közvetlenül a patakpartokon regisztrált élőhely-adatok alapján a vizsgált négy táj nem különül el egymástól, mindössze a Kiskunságon felvett adatok alkotnak egy jól körülhatárolódó csoportot, melybe azonban belekeveredik két Dráva-melléki

patakszakasz (az Almás-patak két vizsgált szakasza) is. Ezeket a területeket egyértelműen a gyakori vízügyi kezelések okozta degradáció – a kotrás és gyomirtózás nyomán a mesterséges medrek és töltések oldalán megjelenő mezsgyék, rézsúk és gátak növényzetének (O10) markánsan magas részesedése – tette egymáshoz hasonlóvá, nem pedig természetes tényezők.



18. ábra. A közvetlenül a parton felvett adatok főkomponens analízisének ábrázolása. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térképvázlata, az Á-NÉR kategóriáikét pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.

Egy másik, mindössze két adatsorból álló (Pécsi-víz és Nyugati-Gyöngyös) csoportot az invázió lágyszárúak dominálta élőhelyek (O15) nagy mennyisége fűzi össze, ezzel összhangban, a Kiskunságon és a Dráva-melléken bizonyult legalacsonyabbnak a vizsgált szakaszok természetességi indexe is (lásd 4.2.6. fejezet). A természetesebb élőhelyekkel övezett patakpartok két nagyobb csoportra oszthatók. Az egyik csoportot a fűz- és nyárligetek (J4) magas aránya kapcsolja össze, mely a Kiskunságon kívül minden tájon megfigyelhető egy-két patak (a Váli-víz és a Vezseny-ér első vizsgált szakasza, a Cuhai-Bakony-ér és a

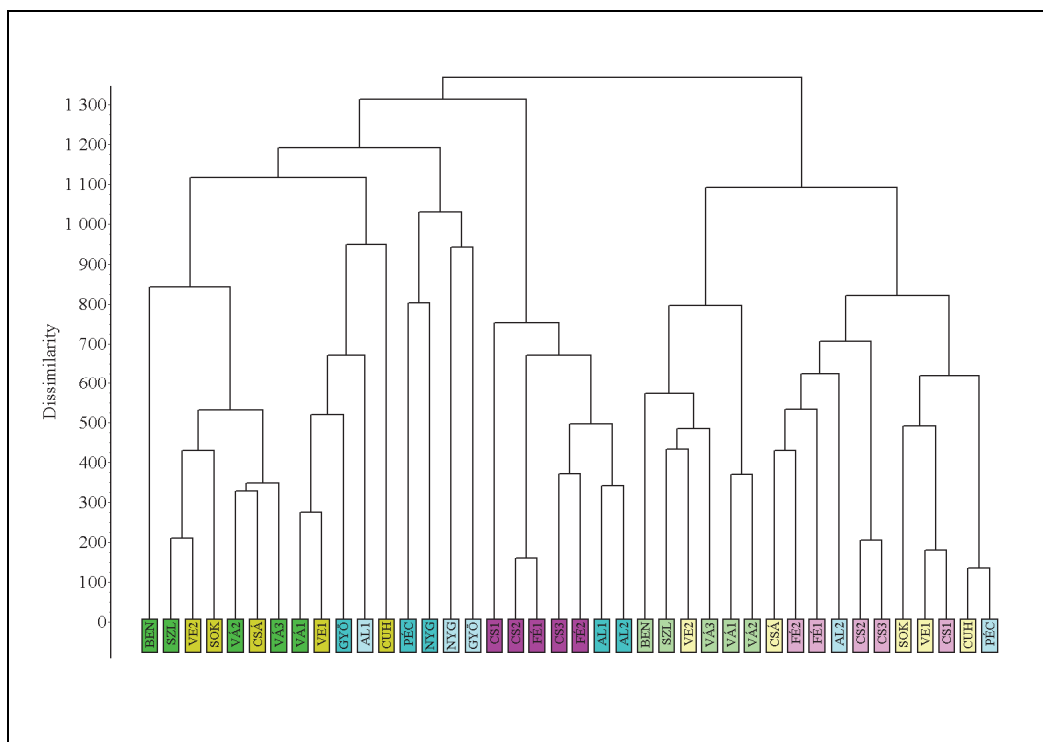
Gyöngyös) partján, míg a másikat főleg a mocsári növényzet – nagyrészt a zárt nádasok és gyékényesek (B1), illetve a tavi harmatkásás, békabuzogányos, tavi kákás, mételykórós mocsarak (B2) – jellemzi. Ez utóbbiból valamilyen mértékben kilóg a Benta, melynek partján gyakran a vízig húzódnak az alföldi mocsárrétek (D4), és a patakparti és lápi magaskórósoknak (D5) is jelentős állományai fordulnak elő.

A 4.4.1. és a 4.4.2. fejezetek eredményeit összevetve kimondhatjuk tehát, hogy mind a vízparton, mind a parttól 50 m-re felvett adatokból rajzolt dendrogram határozott struktúrával rendelkezik: jól látható csoportok különülnek el (a parti adatok esetében 4, a parttól távolabbiaknál pedig 3), melyek azonban nem elsősorban táji alapokon rendeződnek. A pontokat az ordinációs térben vizsgálva is azt tapasztaljuk, hogy azok hasonló mértékben szóródnak, vagyis a vízparti területek edafikus befolyásoltsága, és a távolabbi területek mezőgazdasági művelése hasonló mértékben hat azok sokszínűségére.

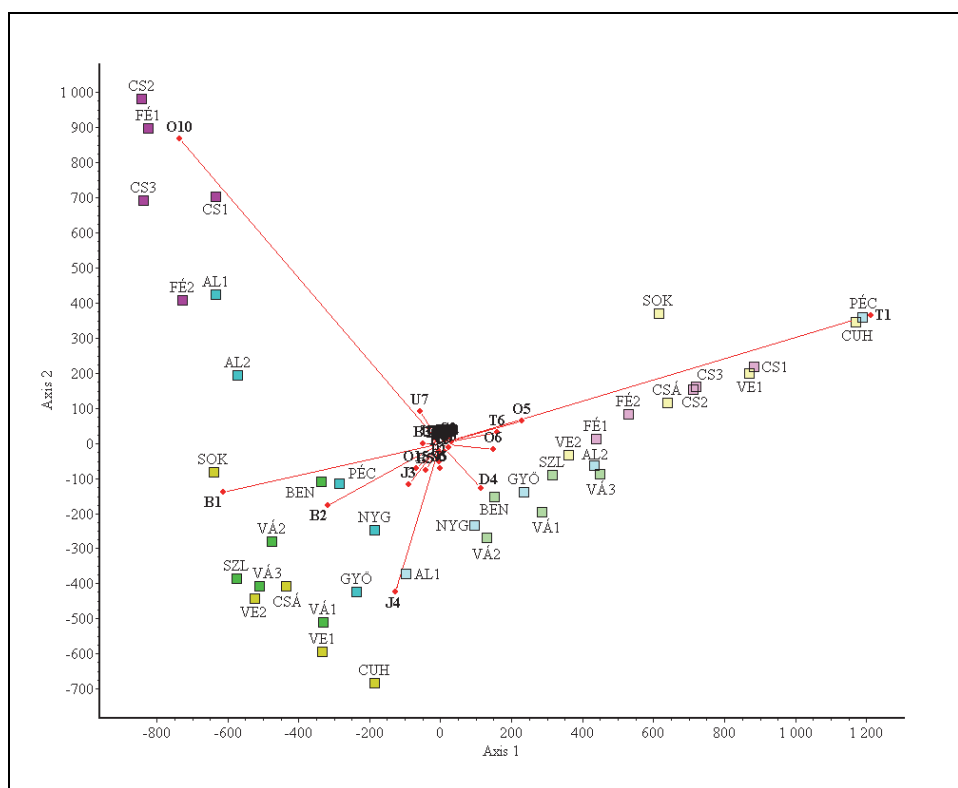
4.4.3. A vizsgált patakszakaszok partján és azoktól 50 m-re felvett adatsorok elemzése

A következő lépés annak kiderítése volt, hogy vajon elegendő-e a víz által már nem befolyásolt, de a tájra jellemző adatsorok gyűjtéséhez a patakparttól számított 50 m távolság; más szóval: elválnak-e egymástól a parti és a parttól távolabbi adatsorok az elemzések során? Ezen újabb analízis folyamán már a teljes alapsokaságot vizsgáltam, azt 40 egységre bontva, úgy, hogy külön egységekbe tartozzanak a 10 km hosszú patakszakasz jobb és bal partján, valamint a partoktól 50-50 m-re felvett adatsorok.

A hierarchikus osztályozás (19. ábra) és a főkoordináta analízis (20. ábra) eredményei azt mutatják, hogy a közvetlenül patakparti adatsorok, és a parttól 50 m-re regisztráltak majdnem tökéletesen szeparálódnak egymástól. Mindössze néhány Dráva-melléki pataktól távolabb regisztrált élőhely-sáv (az Almás-patak első vizsgált szakasza, a Nyugati-Gyöngyös és a Gyöngyös) mutat szorosabb rokonságot a patakparti mintákkal, mint a többi parttól távolabbival. Ez a kismértékű szabálytalanság a dendrogramon rajzolódik ki karakterisztikusan, a biplot szinte nem is mutatja. A jelenség valószínű oka, hogy a többi területtel ellentétben a Dráva-melléken az árterekre jellemző fás élőhelyek – a bokorfüzesek (J3) és a puhafaligetek (J4) az átlagosnál jóval szélesebb sávokban jelennek meg a patakok környezetében, valamint az egyébként szintén főleg a partokon jellemző invázív fajok által dominált területek (O15) ugyancsak igen kiterjedtek a patakok tágabb környezetében is, így gyakran nyúlnak be a partoktól 50 m-re fekvő sávokba.



19. ábra. A parti és a parttól távolabbi adatsorok közös hierarchikus osztályozásának ábrázolása. Világosabb színekkel a parttól 50 m-re, sötétebb színekkel pedig a közvetlenül a parton regisztrált adatok vannak ábrázolva. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térképvezérlője, az Á-NÉR kategóriáikét pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.



20. ábra. A parti és a parttól távolabbi adatsorok közös főkomponens analízisének ábrázolása. Világosabb színekkel a parttól 50 m-re, sötétebb színekkel pedig a közvetlenül a parton regisztrált adatok vannak ábrázolva. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térképvezérlője, az Á-NÉR kategóriáikét pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.

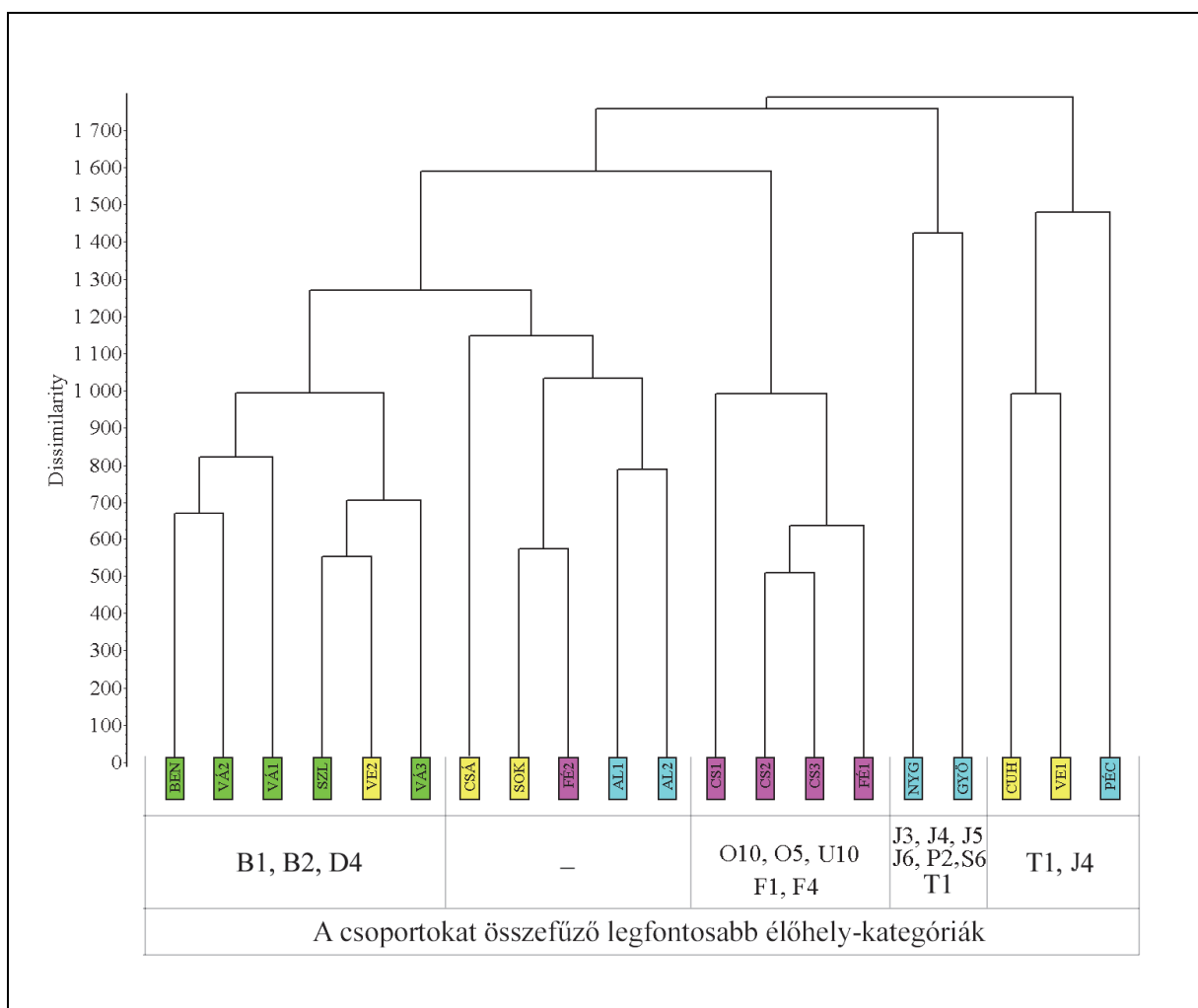
A dendrogram, vagy a biplot csak vízparti, illetve csak víztől távolabb eső adatokat szemléltető része szinte teljesen megegyezik azoknak az analíziseknek az eredményeivel, melyeket az alapsokaság adott felén, külön futtattam.

4.4.4. A vizsgált patakszakaszonként felvett teljes adatsorok elemzése

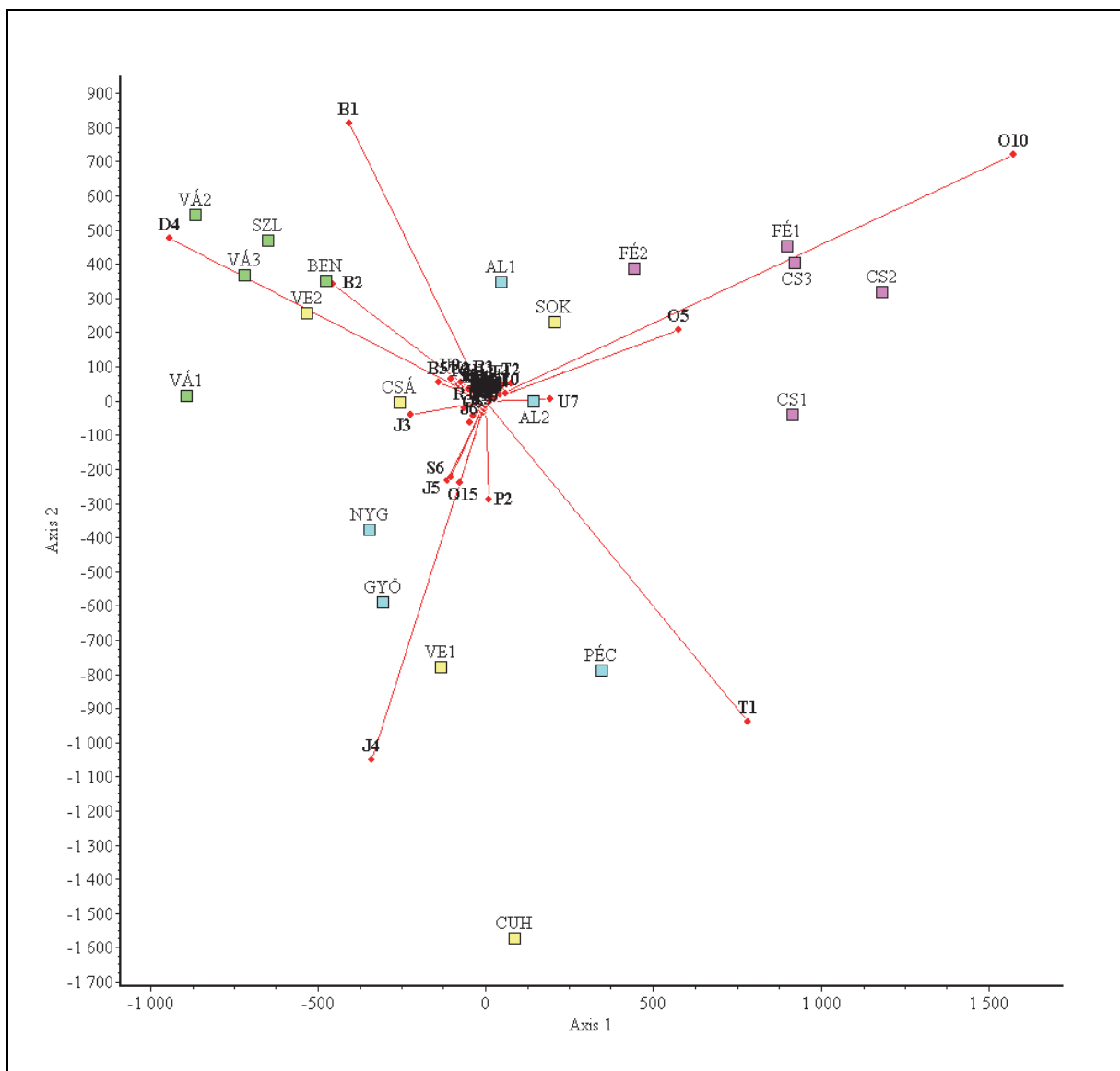
Miután a közvetlenül vízparti és az attól 50 m távolságban regisztrált adatsorok szeparált elemzése a vizsgált területek esetében mindössze minimális táji különbségek kimutatásához vezetett, kíváncsi voltam arra, hogy milyen eredményt kapok, ha a két, eddig külön vizsgált adatsort egy, a patakok közvetlen és tágabb környezetét egyaránt jellemző egységként kezelem? Vagyis ebben a fejezetben összevontam az egy-egy patak mentén közvetlenül a parton, és az attól 50 m-re regisztrált adatokat, hogy azok a többváltozós vizsgálatok futtatásakor egy elemet képezzenek. Vajon mutatkoznak-e így táji jellegzetességek? Az elemzés során az előző (4.4.3-as) fejezethez hasonlóan ismét a teljes alapsokaságot vizsgáltam, melyet 20 egységre bontottam úgy, hogy minden egységhez hozzátartozott az adott patakszakasz jobb és bal partján, valamint a partoktól 50-50 m-re felvett adatsor is.

A hierarchikus osztályozás és a főkomponens analízis eredményei (21. és 22. ábrák), valamint a 9. és 10. táblázatok adatai szerint az Észak-mezőföldi és a kiskunsági patakpartok a többitől viszonylag jól elkülönülő csoportokat hoznak létre, bár ez az elkülönülés nem tökéletes: az Észak-mezőföldi adatokhoz csatlakozik egy kisalföldi patakpart (a Vezseny-ér második vizsgált szakasza), a kiskunságiak közül pedig (legalábbis a dendrogramon) hiányzik egy (a Félegyházai-vízfolyásnak a második vizsgált szakasza). Az Észak-mezőföldi és a kiskunsági patakpartokkal szemben a kisalföldi és a Dráva-melléki adatok nem válnak el egymástól. A csoportok kialakításában a 4.4.1. és a 4.4.2. fejezetekben kifejtett tényezők játszanak döntő szerepet. Az Észak-mezőföldi csoportot (melyhez a Vezseny-és második vizsgált szakasza is csatlakozik) a mocsári (B1, B2) és mocsárréti (D4) élőhelyek magas aránya fűzi össze. A kiskunságiak az alföldi gyomos száraz gyepek (O5), a mezsgyék, rézsűk, gátak növényzetének (O10), valamint a tanyák (U10) magas aránya, és a fás élőhelyek (J3, J4, R1) alacsony részesedése miatt kerülnek egy csoportba. A Félegyházai-vízfolyás 2. szakasza elsősorban partjának – a többi kiskunsági patakhoz képest megfigyelhető – nagyobb fokú természetessége (kevesebb O10, több B1 és B2), illetve a szikesek (B6, F2, F4) és a kistáblás mozaikok (T6) magasabb aránya, valamint az egyéves szántóföldi kultúrák (T1) kisebb

reprezentációja miatt nem csatlakozik ehhez a tömbhöz. A Nyugati-Gyöngyös és a Gyöngyös teljesen különálló csoportot képez, mely valószínűleg arra vezethető vissza, hogy a többi kutatási területhez képest jóval magasabb a különböző ligeterdő típusok (J), főleg a tölgy-szil-kőris ligetek (J6) aránya, és fáslegelők (P4) csak itt bukkannak fel; emellett az átlagosnál alacsonyabb az egyéves szántóföldi kultúrák (T1) részesedése is. A Cuhai-Bakony-ér, a Vezseny-ér első vizsgált szakasza és a Pécsi-víz alkotta tömb elkülönüléséért viszont elsősorban éppen ezeknek az egyéves szántóföldi kultúráknak (T1) az átlagosnál magasabb aránya, valamint a sok puhafaliget (J4) felelős. Az utolsó, és egyben legheterogénebb csoportot három különböző tájon elhelyezkedő öt patak környezete alkotja, melyek leginkább abban hasonlítanak egymásra, hogy az említett négy karakterisztikus tömb egyikébe sem sorolhatóak be.



21. ábra. A teljes adatsorok hierarchikus osztályozásának ábrázolása. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térképvázlata, az Á-NÉR kategóriáikét pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.



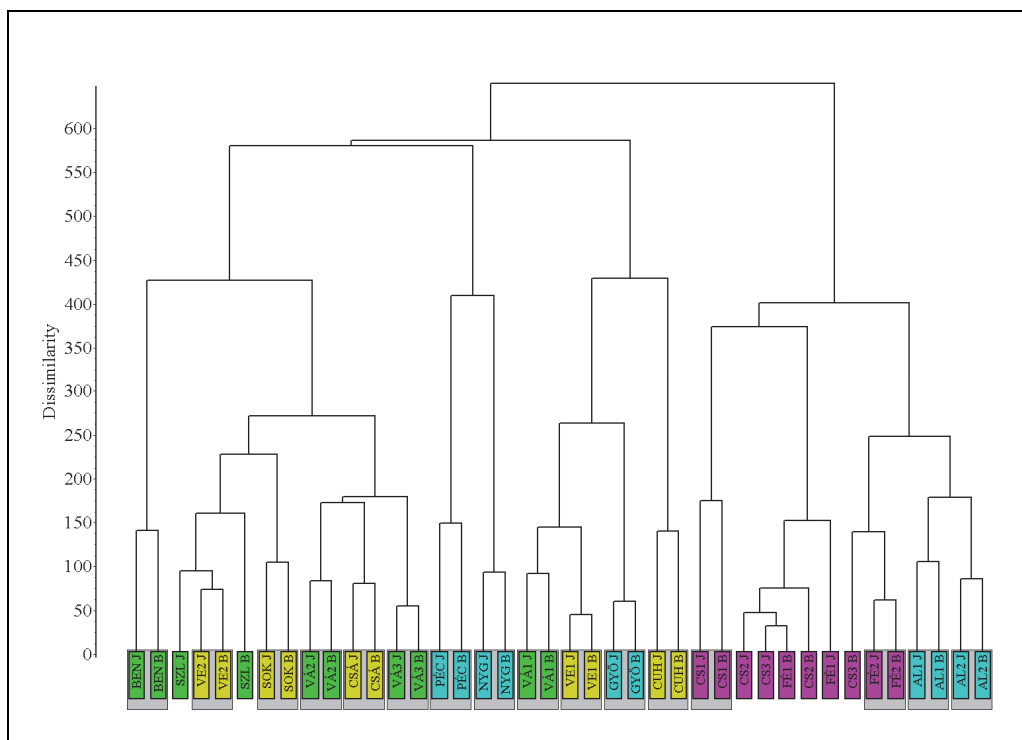
22. ábra. A teljes adatsorok főkomponens analízisének ábrázolása. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térképvázlata, az Á-NÉR kategóriákat pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.

A teljes adatsorok vizsgálata alapján elmondható tehát, hogy a táji jellegzetességek legkifejezettebben itt jelentkeztek. Egyrészt hasonlósági értékeket figyelembe véve így valamivel nagyobb mértékben szóródnak a pontok, másrészt a dendrogram és a biplot struktúrája alapján elmondható, hogy így a négyből két vizsgált táj: az Észak-Mezőföld és a Kiskunság majdnem teljesen elvált a többitől, vagyis minél tágabb szeletét vizsgáljuk egy tájnak, élőhelyi jellegzetességei annál szembetűnőbben különítik el azt a többitől.

4.4.5. A jobb és a bal parton nyert adatsorok összevetése

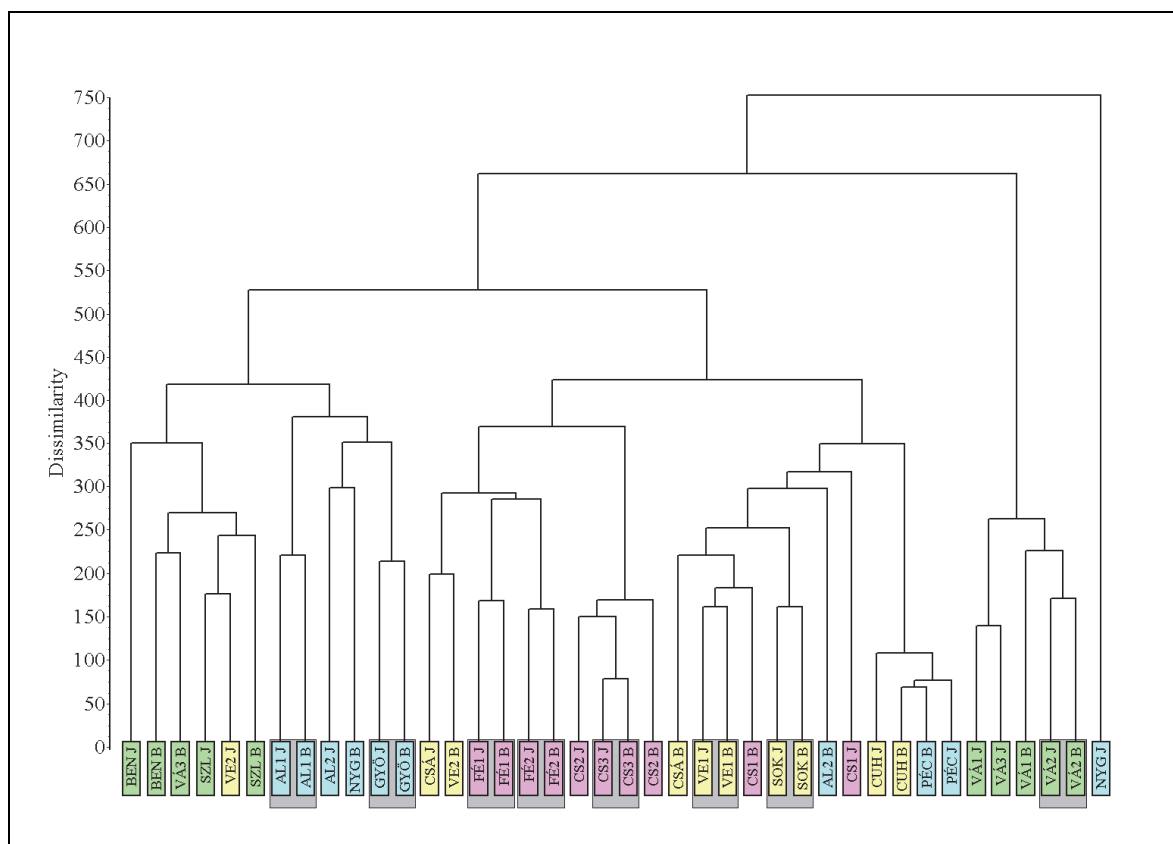
Már az adatgyűjtés megkezdése előtt felmerült a kérdés, hogy vajon szükséges-e ezt a munkát mindkét parton elvégezni, vagy a két part, illetve a két parttól 50-50 m-re fekvő sávok olyannyira hasonlítanak egymáshoz, hogy felvételezésükkel pseudoismétlések keletkeznek? A kérdés megválaszolásához konkrétan azt vizsgáltam meg, hogy a dendrogramokon az egy patakhhoz tartozó jobb és bal partok közül hány párt választ el mindössze egyetlen csomópont.

Először a közvetlenül part mentén regisztrált adatokat vizsgáltam meg ebből a szempontból: elválasztottam egymástól a jobb és a bal part adatsorait, vagyis külön egységet alkotott a 10 km-es patakszakaszok egyik és másik partja. A hierarchikus osztályozás módszerével kapott dendrogramot (23. ábra) vizsgálva elmondható, hogy az azonos patakok jobb és bal partján regisztrált adatok nagyfokú hasonlóságot mutatnak: 20 esetből 16-szor mindössze egyetlen csomópont választotta el őket, vagyis az élőhelyek arányát egy patak mindkét partján felvételezve általában pseudoismétlésekhez jutunk. Ez az eredmény összhangban van a 4.2. fejezetben a patakok két partja között kapott jelentős korrelációkkal. A dendrogramot a 16. ábrával összehasonlítva pedig azt mondhatjuk, hogy annak alapvető szerkezete az objektumok számának megkettőződését leszámítva alig változott meg.



23. ábra. A jobb- (j) és bal- (b) parti adatsorok hierarchikus osztályozásának ábrázolása. Szürke téglalappal ugyanannak a pataknak egymástól egyetlen csomóponttal elválasztott két partján felvett adatsorok vannak jelölve. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térképvázlata, az Á-NÉR kategóriáikét pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.

A parti adatsorok vizsgálata után következett a parttól 50 m-re felvett adatsorok elemzése: ebben az esetben a 10 km-es patakszakaszok jobb, illetve bal partjától 50 m-re húzódó sávokban regisztrált élőhely-adatsorok alkottak egy-egy egységet. Az így kapott dendrogramról (24. ábra) két szempontból is érdekes eredményeket lehet leolvasni. Egyrészt, ha a 14. ábrával összehasonlítjuk (mely a parttól 50 m-re felvett adatsorok hierarchikus osztályozását ábrázolja a jobb és a bal part elkülönítése nélkül), azt tapasztaljuk, hogy a dendrogram nagymértékben átrendeződött. Teljesen, vagy közel teljesen szeparálódó kistáj egyáltalán nincs. Néhány kiskunsági és néhány Dráva-melléki patakpart ugyan a többitől elkülönülő csoportot alkot, de a kiskunságiak közé bekeveredik több kisalföldi adatsor is; az eddig általában jól összetartó Észak-Mezőföld pedig most két, egymástól nagy távolságra szakadó csoportban, szinte a dendrogram két végén helyezkedik el. Másrészt a jobb és bal partnak (a partmenti adatsorok vizsgálata során jól körvonalazódó) „ragaszkodása” is nagymértékben csökken: a dendrogramon 20 esetből mindössze 8-ban vannak egymástól egyetlen csomópontnyira az egy patakhoz tartozó jobb és bal partok, és ezek esetében is jóval nagyobb disszimilitás értékek figyelhetők meg, mint a parton felvett adatsorok esetében.



24. ábra. A jobb- (j) és bal- (b) parttól 50 m-re regisztrált adatsorok hierarchikus osztályozásának ábrázolása. Szürke téglalappal ugyanannak a pataknak egymástól egyetlen csomóponttal elválasztott két partján felvett adatsorok vannak jelölve. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térképvázlata, az Á-NÉR kategóriáikét pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.

A két part – a közvetlenül vízparton felvett adatsorokhoz képest megfigyelhető – jóval kisebb mértékű egyezése minden bizonnyal két tényezőre vezethető vissza. Egyfelől a felvételezett területek közötti nagyobb távolságra: míg a patak egyik és másik oldalát maximum 1-2 méter választja el egymástól, addig a két parttól távolabbi adatsor között 100 m távolság van, így az élőhelyeket legjobban befolyásoló növények is kicsit nehezebben jutnak át az egyik oldalról a másikra. Másfelől, mivel a patak gyakran telekhatárt is képez, a patakok két partja sok esetben különböző gazdák tulajdonában van, így eltérő lehet a jobb és a bal parttól 50 m-re húzódó területek hasznosítása. A pataktól távolabbi vizsgálatok esetében tehát a jobb és a bal oldalon történő adatfelvétel az esetek többségében már valódi ismétlésnek tekinthető.

4.4.6. Az egy patak mentén és az egy tájon belül regisztrált adatsorok összevetése

A mintavételi helyek kiválasztásakor felmerült az a kérdés, hogy vajon egy patak egymást követő szakaszain végzett adatgyűjtés pszeudoismétléshez vezet-e? Ennek eldöntése végett megvizsgáltam, hogy az egyes dendrogramokon átlagosan hány csomópont választja el egymástól (vagyis mennyire tekinthetjük különbözőnek) az azonos patakok mentén felvett adatsorokat, illetve az egy tájon belül, de különböző patakok mentén regisztráltakat. Az eredményeket a 25. táblázatban foglaltam össze, mely alapján elmondható, hogy véleményem szerint az egy patak mentén felvett adatsorok nem minősülnek pszeudoismétlésnek, hiszen – noha általában egy kicsit jobban hasonlítanak egymásra, mint az egy tájon felvett adatsorok átlagosan – minden esetben van olyan táj, amelyen belül a különbözőség átlagosan kisebb mértékű, mint az egy patak mentén felvett adatsorok között.

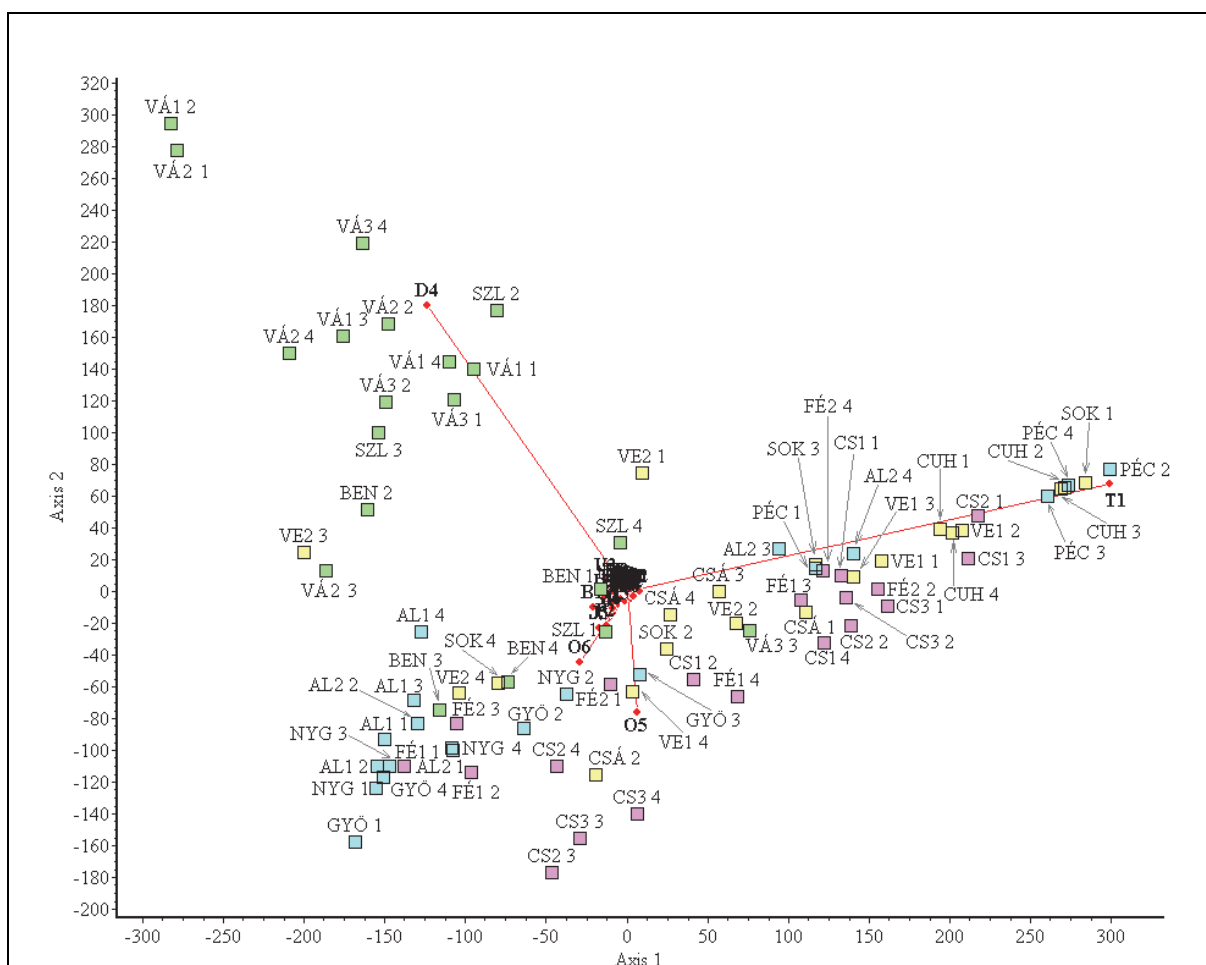
25. táblázat. Az egy patak mentén illetve az egy tájon belül regisztrált adatsorok összevetése.

	A hasonlóság mértéke (átlagosan hány csomópont választja el egymástól az egyes objektumokat)		
	Az egy patak mentén felvett adatsorok között	Az egy tájon belül felvett adatsorok között átlagosan	A legalacsonyabb átlagú táj számértéke és (megnevezése)
A közvetlenül part mentén regisztrált adatok hierarchikus osztályozása alapján (22. ábra)	4,89	5	3,2 (Kiskunság)
A parttól 50 m-re regisztrált adatok hierarchikus osztályozása alapján (23. ábra)	4,33	4,75	3,2 (Észak-Mezőföld)

4.4.7. A patakszakaszok feldarabolásának hatása

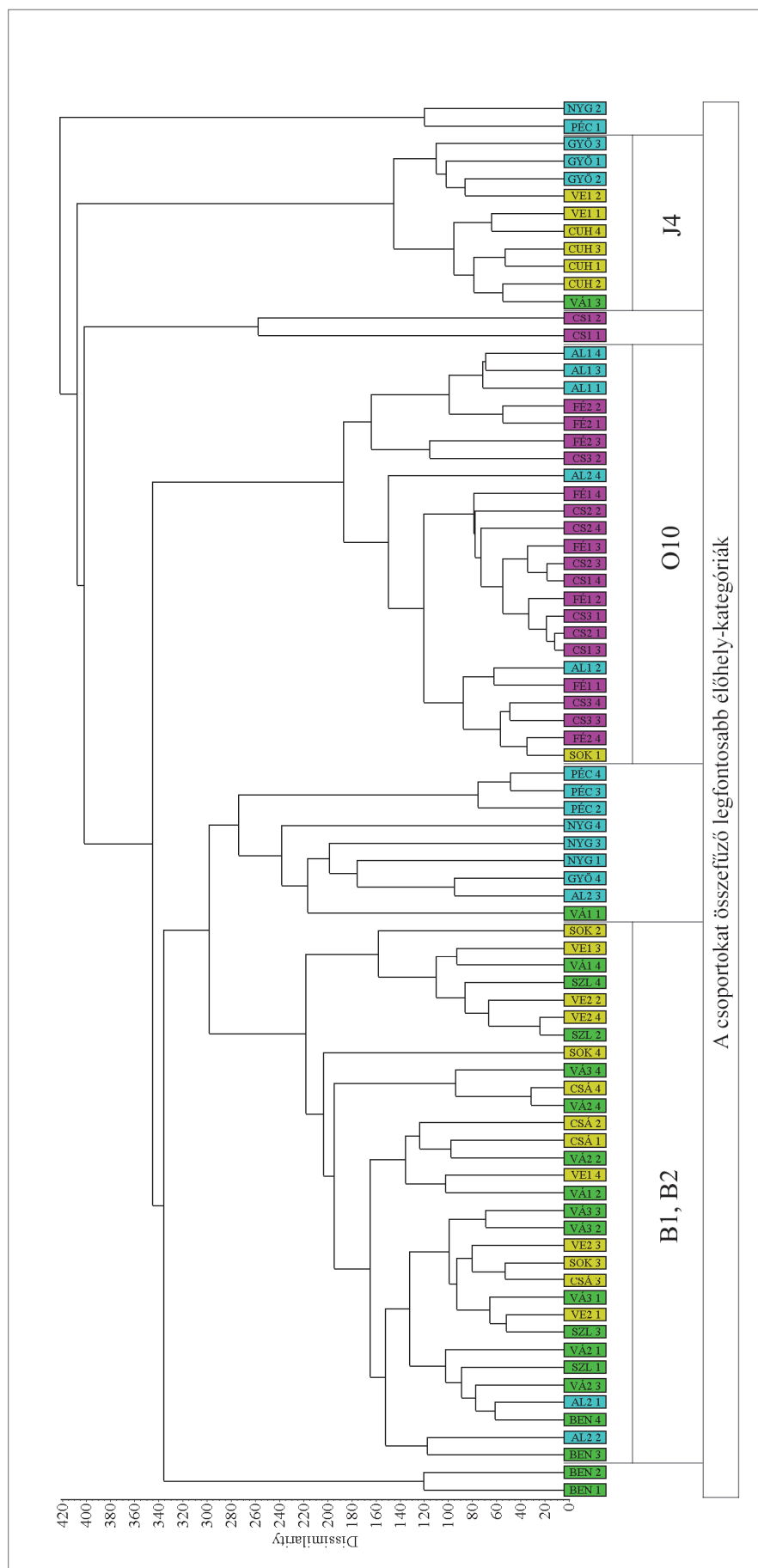
A teljes (10 km-es) patakszakaszok vizsgálata után felmerült a kérdés, hogy vajon rövidebb felvételezett szakaszok vizsgálata esetén mennyiben változnak meg a többváltozós analízisek eredményei? Ennek elemzéséhez a 10 km hosszú adatsorokat negyedeltem, mintha négyszer annyi, de mindössze 2,5 km hosszúságú felvételt készítettem volna, majd az így kapott, parttól 50 m-re regisztrált, parti és teljes adatsorokon is elvégeztem a hierarchikus osztályozást, valamint a főkomponens analízist.

A darabolás hatására a dendrogramok (25., 27. és 30. ábrák) és a biplotok (26., 28. és 29. ábrák) alapvető jellege általában nem változik meg, de megfigyelhető, hogy rövidebb patakszakaszokat vizsgálva, nagyobb az esélye annak, hogy az adott tájra jellemző élőhely típus dominanciája miatt jól elkülönülő adatsorok közé bekeverednek más tájakon regisztrált adatsorok is. Ennek a jelenségnek az oka az lehet, hogy egy hosszabb adatsor nem tipikus része egy rövidebb adatsorban könnyen dominánssá válhat. Így gyakran egy másik csoporthoz csatlakozhat, ahol éppen a kérdéses élőhelytípus a jellegzetes. A biplotokon és dendrogramokon ennek megfelelően a rövidebb szakaszokat figyelembe véve egyre kevésbé a tájak szerint, és egyre inkább egy-egy élőhelytípus dominanciája szerint rendeződnek a vizsgált patakszakaszok.



26. ábra. A 2,5 km-es, parttól 50 m-re felvett adatok főkomponens analízisének ábrázolása. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térképvázlata, az Á-NÉR kategóriáikat pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.

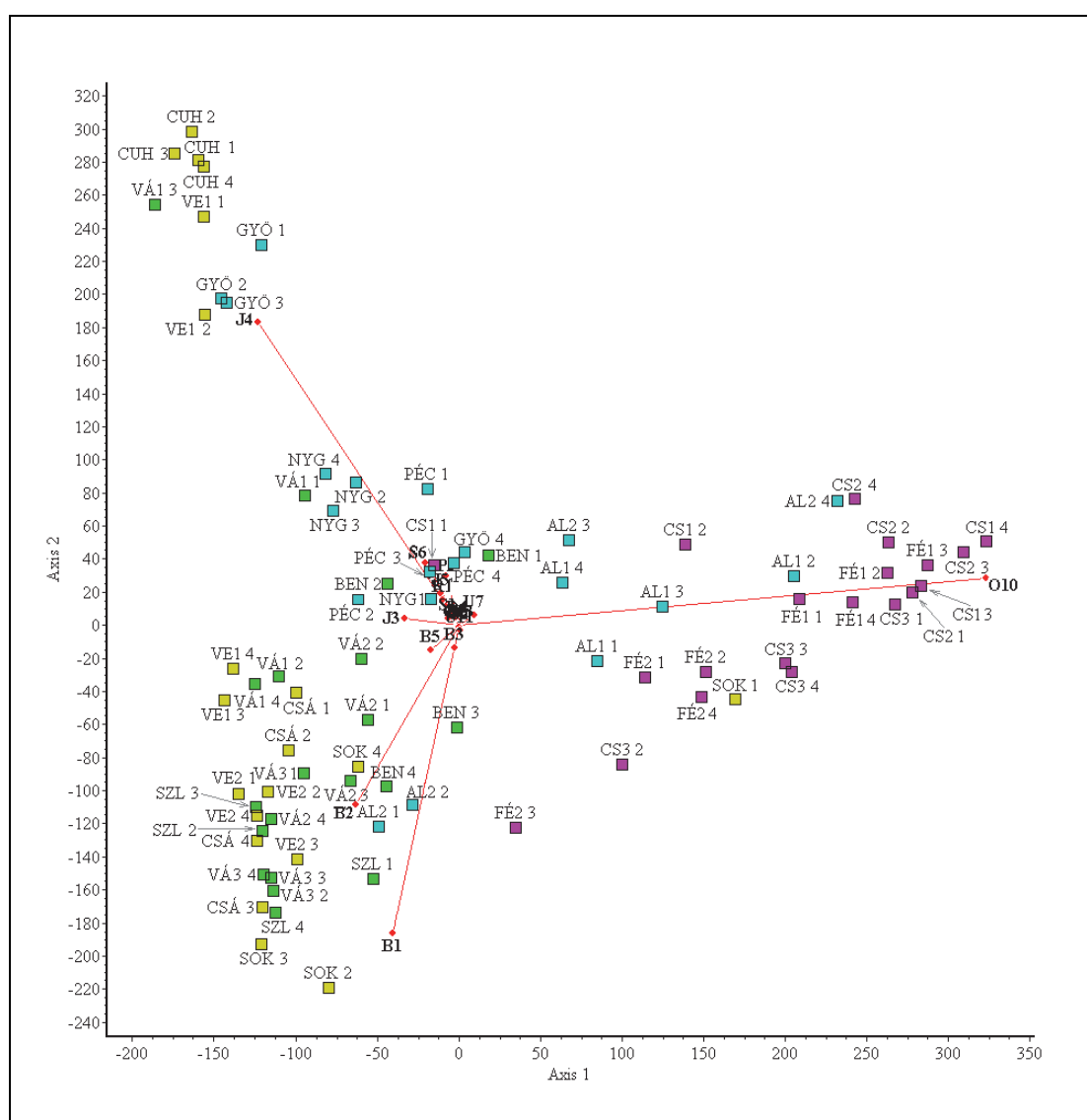
A parttól 50 m-re felvett adatsorok esetében (25. és 26. ábrák) az egyéves szántóföldi kultúrák (T1), és az alföldi mocsárrétek (D4) uralkodó jelenléte rendezi a patakszakaszokat (a biploton e két változónak megfelelő vektor a leghosszabb), egy kisebb csoportot pedig az alföldi gyomos száraz gyepek (O5) fűznek össze. Bár a biploton megjelenik az alföldi gyomos üde gyepek vektora is (O6), de ennek csoportot összefogó szerepe a dendrogram és a nyers adatok (10. táblázat) vizsgálata után kétséges. A többi élőhely egyáltalán nem vezet karakterisztikus különálláshoz.



A csoportokat összefűző legfontosabb élőhely-kategóriák

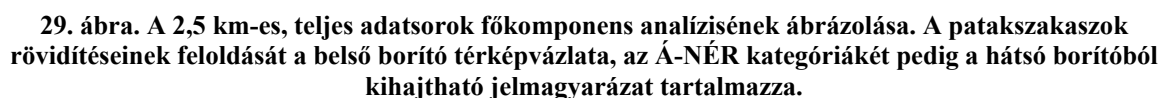
27. ábra. A 2,5 km-es, közvetlenül a parton felvett adatok hierarchikus osztályozásának ábrázolása. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térképvázlata, az Á-NÉR kategóriáit pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.

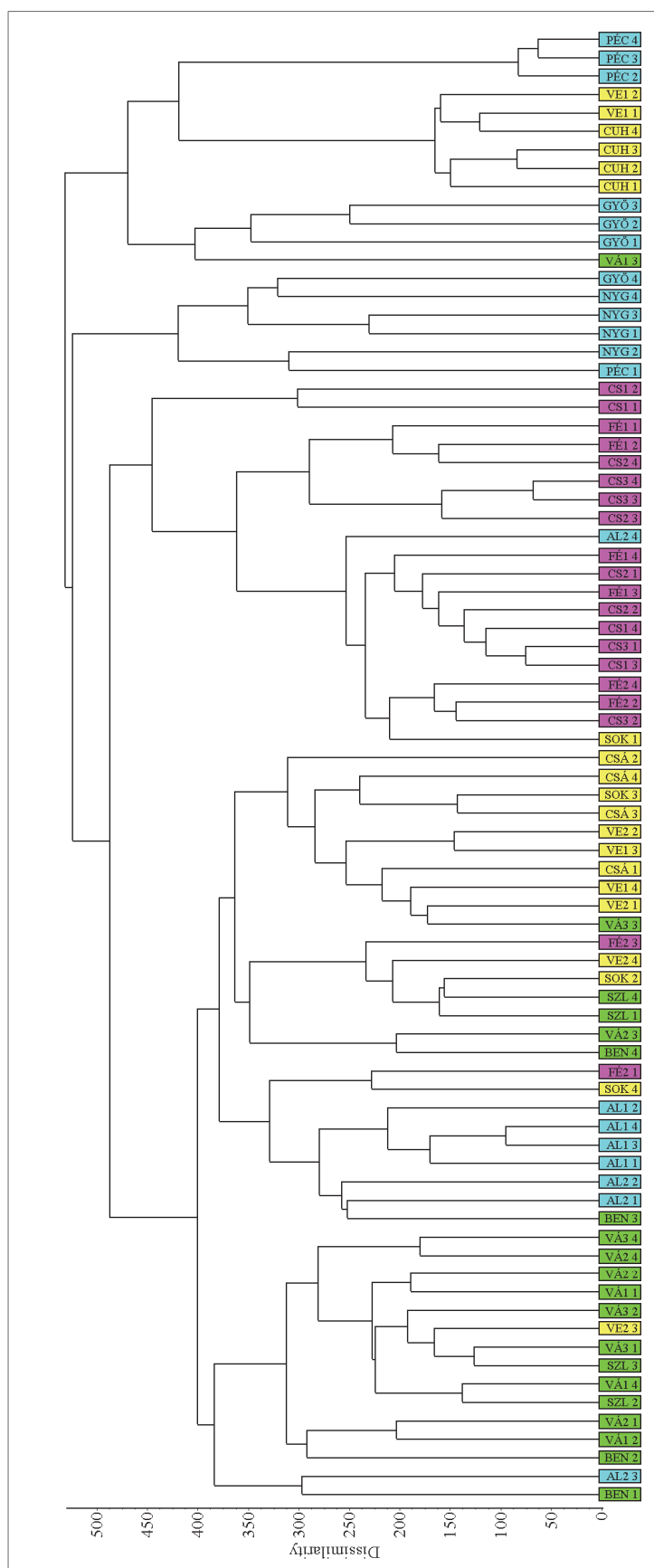
A parti adatsorok (27. és 28. ábrák) vizsgálatakor (akárcsak a 18. ábra esetében) a biploton a változóknak megfelelő vektorok három fő irányt jelölnek ki. Egyrészt a mezsgyék, rézsúk és gátak növényzete (O10) által dominált elsősorban kiskunsági csoport, másrészt a fűz és nyárligetek (J4) uralta patakpartok, melyek főleg a Kisalföldről és a Dráva-mellékről kerültek ki; harmadrészt pedig a főleg mocsári növényzettel (B1 és B2) jellemezhető szakaszok, elsősorban az Észak-Mezőföldről és a Kisalföldről. A 2,5 km hosszúságú patakszakaszok egy jelentős része lokális tényezők (pl. a Csukás-éri-főcsatorna első vizsgált szakaszának első két 2,5 km hosszú darabjának esetében a kotrás) miatt viszonylag heterogén csoportot alkot.



28. ábra. A 2,5 km-es, közvetlenül a parton felvett adatok főkomponens analízisének ábrázolása. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térképvázlata, az Á-NÉR kategóriáikét pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.

Mind a biplot (29. ábra), mind a dendrogram (30. ábra) kialakításában a parttól távolabbi és a partmenti adatsor élőhelymegoszlásának együttese játszott szerepet, ami főleg a biploton (30. ábra) látható jól, melyen a patakszakaszok ordinációs térben való elrendeződéséért a 26. és a 28. ábrákról már ismert vektorok együttesen felelősek. Az ábrák mellett a nyers adatokat is érdemes figyelembe venni ennél az elemzésnél.





30. ábra. a 2,5 km-es, teljes adat sorok hierarchikus osztályozásának ábrázolása. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térkép vázlata, az Á-NÉR kategóriáikat pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza.

A biplot adott vetületében szinte egyértelmű, hogy a Pécsi-víz 2., 3. és 4. szakaszát az egyéves szántóföldi kultúrák (T1) magas aránya fűzi össze. A Cuhai-Bakony-ér mind a négy része, és a Vezseny-ér első vizsgált szakaszának első felét adó két 2,5 km hosszú rész szintén részben a T1 miatt került egy csoportba, de az előző három szakasztól mégis elkülönül, mert bennük már igen jelentős a parti fűz- és nyárligetek (J4) aránya is. Kicsit nagyobb távolságról, de ehhez a csoporthoz húz a Váli-víz első vizsgált szakaszának harmadik és a Gyöngyös első három 2,5 km hosszúságú része, melyeknél T1 már nem, J4 viszont annál erősebben érvényesül. A kiskunsági adatsorokat a parti gátak, rézsűk növényzete (O10) és nádasok (B1), valamint a parttól 50 m-re húzódó szántók (T1), száraz gyepek (O5), a tanyák (U10), illetve a szikesek (F1, F4) jelenléte és a fás élőhelyek (J3, J4, R1) nagyfokú hiánya rendezi az említett vektorok köré. A diagram harmadik nagy csoportja – akárcsak a 4.4.4. fejezetben – a mocsári növényzet (B1 és B2), valamint az alföldi mocsárrétek (D4) dominanciája miatt alakult ki, és főleg Észak-mezőföldi patakok élőhely adataiból állt össze, néhány kisalföldivel színezve.

4.5. Összefüggések a patakparti élőhelytípusok és a környezeti tényezők között

Dolgozatomban feltett egyik legfontosabb kérdés az volt, hogy az élőhelytípusok tájanként regisztrálható megoszláskülönbségének lehetnek-e klimatikus, domborzati, vagy földrajzi helyzetből adódó okai? Ennek megválaszolására a kanonikus korrespondencia-analízisek eredményeként kapott triplot diagrammok elemzése adott lehetőséget. Az eddigiekhez hasonlóan itt is elvégeztem külön-külön a part mentén és a parttól 50 méterre regisztrált, valamint az összesített adatsorok vizsgálatát, így összesen három triplot diagramot kaptam (31-33. ábrák).

4.5.1. A környezeti tényezők egymással mutatott kapcsolatai

A 31., 32. és 33. ábrák analízisekor célszerű a vizsgált patakszakaszok és élőhelytípusok elhelyezkedése előtt a környezeti tényezők által kijelölt vektorok irányát és nagyságát megvizsgálni.

A mutatók jellegéből adódóan a várakozásoknak megfelelő a csapadék mennyiségére vonatkozó vektoroknak (évi csapadékösszeg (ÉCSA), és a tenyészidőszak csapadékösszege (TCSA) közel azonos, valamint az ariditási index (ARID) vektorának a két előbbivel ellentétes iránya.

A hőmérsékletre és a napfénytartamra vonatkozó mutatók [az éves átlaghőmérséklet (ÉKHÖ), a 10 °C-nál melegebb középhőmérsékletű napok száma (10CN), az évi napfényösszeg (ÉNFT), a nyári negyedév napfényösszege (NNFT) és a téli negyedév napfényösszege (TNFT) – és bizonyos szempontból a fagymentes napok száma (FMN)] vektorai közötti összefüggés szintén nem meglepő: ahol többet süt a nap, ott magasabb a hőmérséklet; így az ábrákon ezek a vektorok hasonló irányuk miatt csoportba rendeződnek.

A Kárpát-medencében a hegységkoszorútól a medence közepének irányában jellemző éghajlati gradiensek figyelhetők meg. A Kárpátoktól az Alföld délkeleti részének irányában jellemzően növekszik a hőmérséklet és a napsütéses órák száma, a csapadék mennyisége és a szélsőbesség viszont fokozatosan csökken. Mivel a mintavételi területek a Kárpát-medence egészéhez képest főleg annak észak-nyugati negyedére korlátozódnak, ezek a változások a triplot diagramokon is szépen kirajzolódnak. A földrajzi szélesség (SZÉL) vektora például ellentétes az előbbi bekezdésben említett napfénytartamra és hőmérsékletre vonatkozó mutatókkal, hiszen a medencék közepén mindig kisebb mértékű a felhőképződés, mint a peremeiknél, így középen a felmelegedés mértéke is nagyobb. Ugyanezek az indexek a hosszúsággal is összefüggésben vannak: vektoraik általában hasonló irányba mutatnak, hiszen a hőmérséklet nemcsak dél felé, hanem a Kárpát medence közepe, tehát kelet felé is emelkedik. Az ariditási index (ARID) és a földrajzi hosszúság hasonló iránya főleg a parttól távolabbi adatok ábráján és az összesített ábrán jellegzetes, vagyis az adatgyűjtés területén nyugatról kelet felé haladva a csapadék mennyisége csökken. Ugyanerre vezethető vissza a földrajzi hosszúság és a csapadékmennyiségre vonatkozó indexek (TCSA, ÉCSA) vektorainak jellemzően nagy bezárt szöge. A három triplot közül kettőn jól megfigyelhető, hogy a szélsőbesség (SZÉLS) vektora a földrajzi szélességgel (SZÉL) hasonló, míg a földrajzi hosszúsággal (HOSSZ) közel ellentétes irányú, ami annyit tesz, hogy az átlagos szélsőbesség (ellentétben a hőmérséklettel és a napsütéses órák számával) délkelet felé csökken. Mindhárom diagramon szépen megfigyelhető, hogy a földrajzi hosszúság (HOSSZ) vektora ellentétes irányú a hótakarós napok számának (HÓTN) és az átlagos maximális hótakaró vastagságának (HÓTV) vektoraival, vagyis az Alpoktól távolodva a kevesebb csapadék és a több napsütés, valamint a magasabb hőmérséklet miatt egyre kevesebb hó tud felhalmozódni, és az egyre rövidebb ideig marad meg.

Az összefüggések másik csoportja az éghajlati indexek magassággal párhuzamos változásainak tudhatók be. Szembetűnő, hogy a hótakarós napok száma (HÓTN) és az átlagos maximális hótakaró vastagsága (HÓTV) hasonló irányba mutat, mint a tengerszint feletti magasság (MAG) és a lejtés nagysága (LEJT), de ellentétes irányú a napfénytartamra (ÉNFT, NNFT, TNFT) és a hőmérsékletre vonatkozó (ÉKHŐ, 10CN) indexekkel. Ez az összefüggés is érthető, hiszen síkságaink peremén, ahol még közelebb vagyunk a hegységekhez, nagyobb a tengerszint feletti magasság, több a csapadék és alacsonyabb a hőmérséklet, ott vastagabb hótakaró jön létre és tovább meg is marad, mint a Kárpát-medence központi részein.

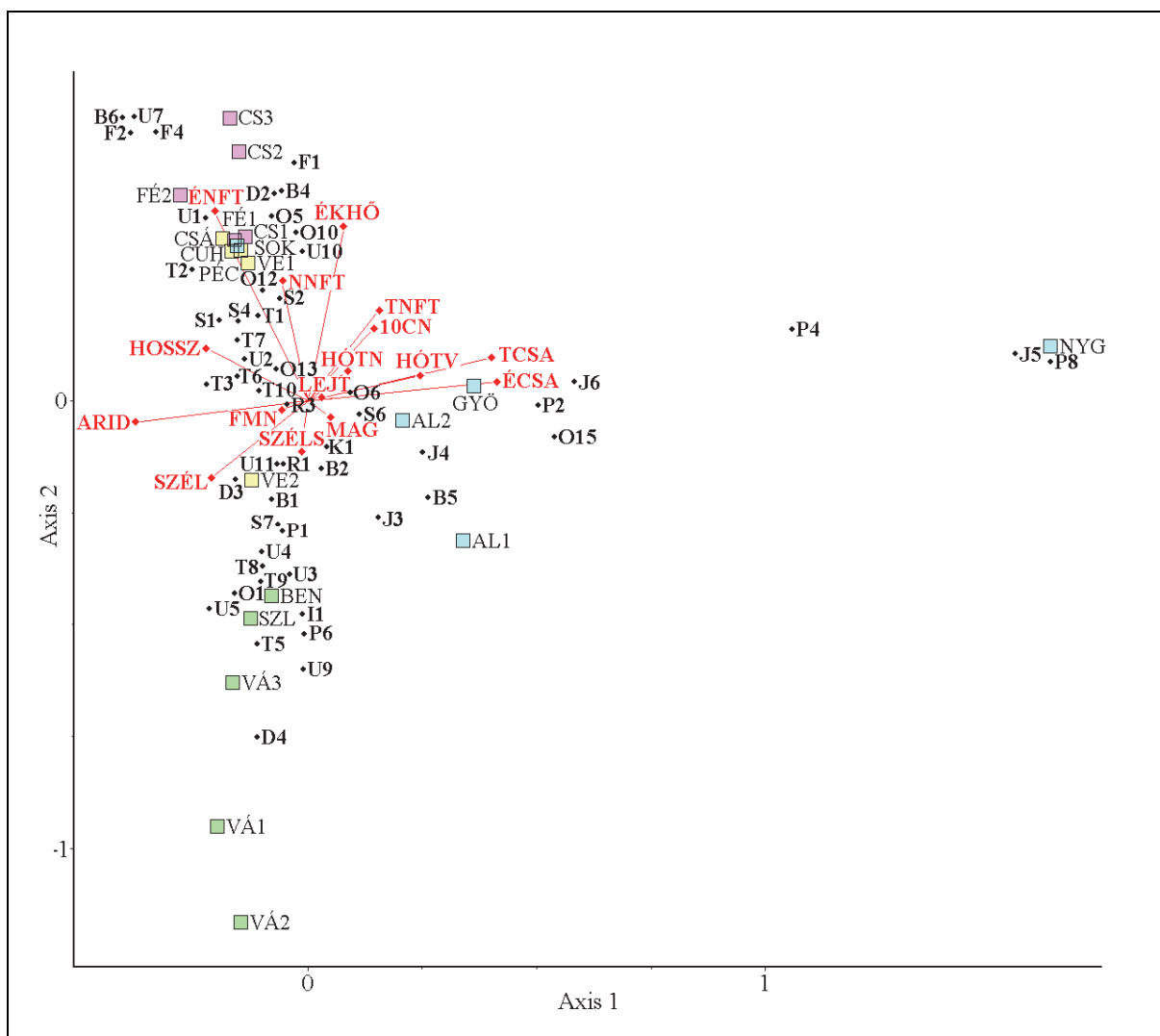
Külön érdekesség, hogy mindhárom ábrán (bár legszébben a 33. ábrán) a legfontosabb éghajlati tényezőknek – vagyis a hőmérsékletnek és a csapadéknak – a vektorai közel merőlegesek egymásra, így szinte derékszögű koordinátarendszert jelölnek ki e két gradiensnek megfelelően, ami szépen mutatja, hogy ezek egymással nem függenek össze.

4.5.2. A parttól távolabbi élőhelytípus-adatsorok a környezeti tényezők függvényében

A parttól 50 méterre felvett adatsorok kanonikus korrespondencia-analízisének eredményeként kapott triplot a 31. ábrán látható, ami csak kismértékben emlékeztet a 4.4.1. fejezet 16. ábrájának biplotjára, mely a környezeti tényezők hatása nélkül elemezte ugyanezeket az élőhelyadatokat. A két ábra különbözőségében szerepet játszik, hogy az utóbbi módszer esetében van standardizáció. A triploton a felvételezett patakszakaszoknak három jól elkülönülő csoportja figyelhető meg. Ezek elsősorban a hőmérsékleti és napsütésre vonatkozó, valamint a csapadékmennyiségre utaló környezeti tényezők vektorai szerint rendeződnek el.

Az első csoportba az Észak-mezőföldi patakszakaszok tartoznak, és feléjük tendál a Kisalföldiek közül a Vezseny-ér második szakasza. Ezeknél a felvételeknél az éghajlat hűvösebb és felhősebb volt, hiszen a triplot éves átlaghőmérséklet (ÉKHŐ), évi napfényösszeg (ÉNFT) és nyári negyedév napfényösszege (NNFT) vektorai pont az ellentétes irányba mutatnak. Ilyen körülmények között jellemzőek a kevés napfényt és alacsonyabb hőmérsékletet igénylő mezőgazdasági kultúrák, olyanok, mint az alföldi mocsárrétek (D4), valamint a vetett rétek és legelők (T5). Az alacsonyabb hőmérséklet miatti kisebb párolgásos veszteség következtében jó vízellátottságú és intenzív művelés alatt nem álló területeken a kiszáradó, jellegtelen és másodlagos mocsarak és sásosok (O1), valamint az árterek és zátonyok pionír növényzete (I1) jelent meg említésre méltó arányban. Ugyanezekre a

tényezőkre vezethető vissza a sok létesített mesterséges tó (állóvizek – U9) is. A terület jellegzetesen magas népsűrűsége és a fővároshoz való közelsége miatt sokszor jelentek meg antropogén élőhelyek is: kisüzemi szőlők és gyümölcsösök (T8), kiskertek (T9), falvak (U3), telephelyek, roncsterületek (U4), meddőhányók (U5), valamint itt-ott kastélyparkok és arborétumok az egykori vegetáció maradványaival, vagy regenerálódásával (P6).



31. ábra. A parttól 50 méterre felvett adatsorok triplot diagramja. A patakszakaszok rövidítéseinek feloldását a belső borító térképvázlata, az Á-NÉR kategóriáikét pedig a hátsó borítóból kihajtható jelmagyarázat tartalmazza. Piros színnel az alábbi környezeti tényezők vektorai szerepelnek: ENFT – évi napfényösszeg, NNFT – nyári negyedév napfényösszege, TNFT – téli negyedév napfényösszege, ÉKHŐ – éves átlaghőmérséklet, 10CN – 10 C°-nál melegebb átlaghőmérsékletű napok száma, FMN – fagymentes napok száma, ÉCSA – csapadék évi összege, TCSCA – tenyészidőszak csapadékösszege, HÓTN – hótakarós napok száma, HÓTV – átlagos maximális hótakaró vastagsága, ARID – ariditási index, SZÉLS – átlagos szélebség, SZÉL – földrajzi szélesség, HOSSZ – földrajzi hosszúság, MAG – tengerszint feletti magasság, LEJT – mederlejtés.

A másik jól elkülönülő csoport tartalmazza az összes kiskunsági és a Vezseny-ér második szakaszának kivételével az összes kisalföldi patakszakaszt, valamint a Dráva-

mellékről a Pécsi-víz adatait. Ezeket – az első csoporttal ellentétben – pont a magasabb hőmérséklet és több napsütés jellemzi, hiszen ebbe az irányba mutat az éves átlaghőmérsékletnek (ÉKHÖ), az évi napfényösszegnek (ÉNFT) és a nyári negyedév napfényösszegének (NNFT) vektora is. A sok napsütés miatti magasabb fokú párolgás következtében – elsősorban a Kiskunságon – „joggal” jelennek meg a patakok környezetében a szikes élőhelyek: az ürmöspuszták (F1), a szikes rétek (F2), és a mézpázsitos szikfokok (F4), valamint a zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak (B6). Ahol kevés a nedvesség a szikesedéshez, ott az alföldi gyomos száraz gyepek (O5) borítanak igen nagy területeket; míg éppen az időnként bekövetkező vízborításról tanuskodnak a kiszáradó képerjés láprétek (D2), és a zsombékosok (B4). A melegebb, naposabb, talán kicsit szárazabb tájak intenzív mezőgazdasági termelő ágazatai az egyéves szántóföldi kultúrák (T1), az évelő szántóföldi kultúrák (T2) – melyek leggyakrabban a lucerna termesztését jelentik, sok esetben öntözött területeken –, valamint a nagyüzemi szőlők és gyümölcsösök (T7). Az utóbbi két évtizedben egyre nagyobb mértékű a korábbi szántóterületek extenzív hasznosítására való áttérés (lásd 1.4. fejezet). Ennek a folyamatnak a következménye lehet a felhagyott szőlők és gyümölcsösök (O12), az akácosok (S1), a nemes nyárasok (S2), és az erdei- és feketefenyvesek (S4) komolyabb térhódítása egy-egy ide tartozó felvételben. A tanyák (U10) elsősorban a Kiskunság jellemző szórványtelepülései, ezért rendelhetők ehhez a csoporthoz. A homok-, agyag és kavicsbányák, csupasz löszfalak, digó- és kubikgödrök (U7), a természetközeli mezsgyék, rézsűk és gátak növényzete (O10), valamint a belvárosok, lakótelepek (U1) Á-NÉR kategóriájának megjelenése ennél a csoportnál nem általános, egy-egy felvételre korlátozódik kivételes esetekben.

A harmadik – legkisebb, és egyben leglazábban elhelyezkedő pontokból álló – csoportban kaptak helyet a Dráva-mellék patakszakaszai a Pécsi-víz kivételével. Ez a csoport egyértelműen a csapadékmennyiségre vonatkozó környezeti tényezők [csapadék évi összege (ÉCSA) és a tenyészidőszak csapadékösszege (TCSA)] vektorainak irányában helyezkedik el. Az átlagosnál több csapadéknak köszönhető a nagyobb nedvességigényű erdőtársulások, így a bokorfüzesek (J3), a fűz- és nyárligetek (J4), az égerligetek (J5), a tölgy-szil-kőris ligetek (J6), valamint a nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések (S6) magas aránya. A fátlan társulások közül a nagyobb nedvesség miatt jelentősnek bizonyultak a nem zsombékoló magassásrétek (B5) és az alföldi gyomos üde gyepek (O6), valamint a rendszeres kaszálásban nem részesülő földterületeken az invázív lágyszárúak dominálta állományok (O15) – leggyakrabban a kanadai aranyvessző erőteljes állományai. A régebben felhagyott területeken gyakoriak voltak a spontán cserjésedő-erdősödő területek (P2), és több helyen is megjelent az

Alföld egyik hagyományos művelési formája: a fáslegelő (P4). A Nyugati-Gyöngyös mellett felvett adatsornak a triploton megfigyelhető, a többihez viszonyított nagyobb távolsága az – előbb már említett – égerligetek (J5) és fáslegelők (P4), valamint a tarvágások (P8) többihez képest magas aránya miatt alakulhatott ki.

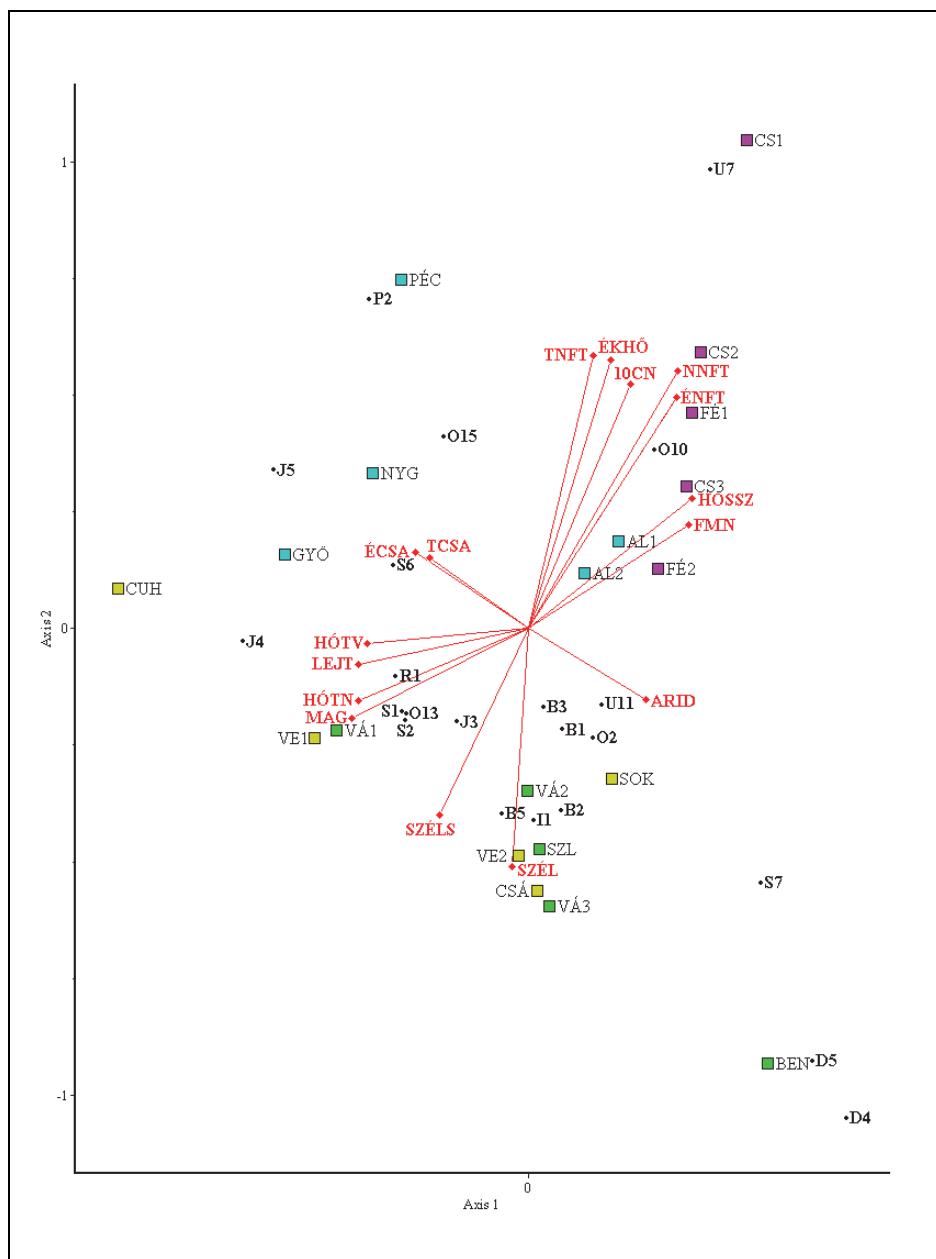
4.5.3. A partmenti élőhelytípus-adatsorok a környezeti tényezők függvényében

A part mentén felvett adatsorok kanonikus korrespondencia-analízisének eredményeként kapott triplot (32. ábra) vizsgálatakor a legfeltűnőbb jelenség az, hogy a felvett patakszakaszoknak tájak szerinti elkülönülése szinte egyáltalán nem figyelhető meg. A triplot szerkezete feltűnően hasonlít a 4.4.2. fejezetben kapott biplotéra (18. ábra). Ez arra utal, hogy itt jóval kisebb hatása van a környezeti tényezőknek, mint a parttól 50 méterre felvett adatsorok esetében, ami minden bizonnyal a patakok közelségének edafikus hatásából adódik. A 18. ábrához képest a legszembevetőbb különbség, hogy a triplotnál az egyes élőhelytípusok határozottan eltávolodtak a diagram középpontjától, így azok iránya – vagyis az, hogy melyik adatsorokban fordulnak elő meghatározó mértékben, és így a megjelenő négy csoport melyikének kialakításában van szerepük – sokkal jobban leolvasható.

Az első csoportot a kiskunsági patakpartok és a Dráva-melléken felvett két másik adatsor – az Almás-patak két felvétele – alkotja. Ezek a melegebb és naposabb, valamint inkább száraz területek patakpartjai. Legjellegzetesebb élőhelyük a mederkezelés következtében kialakult, erősen degradált képet mutató természetközeli mezsgyék, rézsűk és gátak növényzete (O10). A Csukás-éri-főcsatorna első felvételezett szakasza a friss kotrás miatt nagy arányban jelenlévő U7-es Á-NÉR kategóriába sorolt, szinte növényzetmentes mederoldal miatt került a triploton a többtől nagyobb távolságra.

A második csoportba hűvösebb, szelesebb, és valamivel szárazabb patakpartok kerültek, vagyis az Észak-mezőföldiek a Váli-víz első vizsgált szakaszát kivéve, valamint a kisalföldiek közül a Csángota-ér, a Sokorói-Bakony-ér és a Vezseny-ér második vizsgált szakasza. Jellemző itt a mocsári növényzet különböző típusainak, vagyis a tavak zárt nádasainak és gyékényeseinek (B1), a tavi harmatkásás, békabuzogányos, tavi kákás, mótelykórós mocsaraknak (B2), a vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös mocsaraknak és nádasoknak (B3), a nem zsombékoló magassásréteknek (B5), valamint az árterek és zátonyok pionír növényzetének (I1) magas aránya. Ahol ez a legelő állatok itatáskor bekövetkező taposása miatt jelentősen degradálódik, ott a zavart és degradált felszínek iszapnövényzete

(O2) borít jelentősebb területeket. A Benta többtől való jelentős elkülönülését az alföldi mocsárrétek (D4), a patakparti és lápi magaskórósok (D5) és a facsoportok, erdősávok és fasorok (S7) közvetlenül a patakparton csak itt, vagy legnagyobb mértékben itt megjelenő állományai okozzák.



32. ábra. A közvetlenül a part mentén felvett adatsorok triplot diagramja. A rövidítéseinek feloldása a 31. ábránál található.

A harmadik – már jóval lazábban kapcsolódó – csoporthoz három különböző tájon felvett adatsorok tartoznak: az Észak-Mezőföldről a Váli-víz első vizsgált szakasza, a Kisalföldről a Cuhai-Bakony-ér és a Vezseny-ér első vizsgált szakasza, valamint a Dráva-mellékről a Gyöngyös. Ezeket a 4.4.2. fejezetben elmondottakhoz hasonlóan elsődlegesen itt

is a fűz-nyár ligetek (J4) magas aránya kapcsolja össze. A taposott gyomnövényzet (O13), a spontán beerdősödött területek részben betelepült cserje- és gyepszinttel (R1), az akácok (S1) és a nemes nyárasok (S2) csak a Váli-víz első vizsgált szakasza mentén fordultak elő, tehát annak ellenére, hogy a triploton a csoport irányába esnek, annak kialakításában nem vesznek részt. Ha mindenáron környezeti tényezők gradiensehez akarjuk kötni ezt a négy adatsort, akkor ez a nedvesebb és hűvösebb patakpartok csoportja.

A negyedik – mindössze két Dráva-melléki patakpartot lazán egybefogó – csoportot a Nyugati-Gyöngyös és a Pécsi-víz alkotja, melyeket az invázív lágyszárúak dominálta állományok (O15) uralnak. Spontán cserjésedő-erdősödő területek (P2) majdnem minden patakparton előfordultak, a Pécsi-víz mentén azonban az átlagoshoz képest sokszoros mennyiségben, a diagramon ezért látható szinte ahhoz hozzárendelve. Ez a két patakpart – éghajlati hovatartozásukat tekintve – a triplot alapján a melegebb, naposabb, ugyanakkor csapadékosabb csoportba sorolhatók.

Érdekes, hogy az égerligetek (J5) és a nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések (S6) valamelyest összefűzik ez utóbbi két csoportot, hiszen azoknak csak egyes tagjainál fordulnak elő (v. ö. 9. táblázat!).

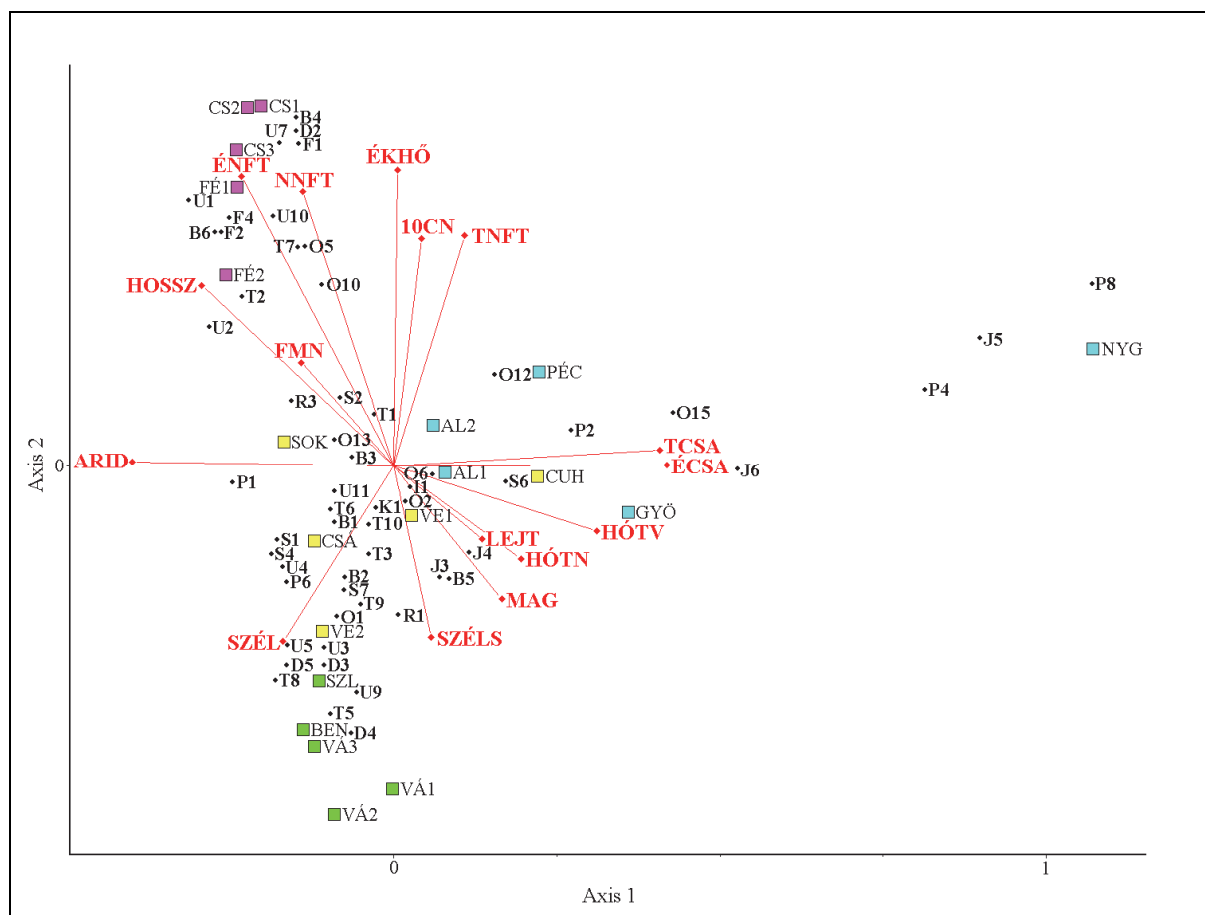
4.5.4. Az összesített élőhelytípus-adatsorok a környezeti tényezők függvényében

A parttól 50 méterre, és a közvetlenül a patakparton felvett adatokból kapott összesített adatsorok kanonikus korrespondencia-analízisével kapott triplot a 33. ábrán látható. Ha a diagramot a 4.4.4. fejezet 22. ábrájával (vagy akár a 31. és 32. ábrával) összevetjük, akkor azt tapasztalhatjuk, hogy az nagymértékben megváltozott, szerkezete sokat finomodott. Ez várható is volt, hiszen ennél az elemzésnél áll rendelkezésünkre a legtöbb adat, ami valószínűleg a legárnyaltabb eredményhez vezet, valamint itt is elmondható, hogy az elemzés során volt standardizáció.

A négy különböző tájon felvett adatsorok a hőmérsékleti gradiens – gyakorlatilag a 33. ábra függőleges tengelye – mentén három csoportban követik egymást.

A legmelegebb és legnaposabb területeken regisztrált kiskunsági adatsorok a többitől teljesen elkülönülnek a grafikon bal felső oldalán, az éves átlaghőmérséklet (ÉKHŐ), a nyári negyedév napfényösszege (NNFT), az évi napfényösszeg (ÉNFT), a hosszúság (HOSSZ), és a fagymentes napok száma (FMN) által meghatározott vektorok irányában. A csoportot a környezeti tényezőkön kívül az előző két fejezetből ismert élőhelyek fogják össze, hiszen a

kiskunsági felvételek – bár nem ennyire élesen elválva a többi táj patakpartjaitól – már a 31. és a 32. ábrákon is egymáshoz közel helyezkedtek el. Jellegzetes természetközeli élőhelyei: a zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak (B6), az ürmöspuszták (F1), a szikes rétek (F2), és a mézpázsitos szikfokok (F4). Az ember által erősebben átalakított, degradáltabb élőhelyek közül pedig az alföldi gyomos száraz gyepek (O5), a természetközeli mezsgyék, rézsűk és gátak növényzete (O10), a kiszáradó kékperjés láprétek (D2), a zsombékosok (B4), az évelő szántóföldi kultúrák (T2), a nagyüzemi szőlők és gyümölcsösök (T7), illetve a tanyák (U10) fordultak elő itt jelentős arányban.



33. ábra. Az összesített adatsorok triplot diagramja. A rövidítések feloldása a 31. ábránál található.

A hőmérséklet és napsütés gradiense mentén haladva a tengelyek metszéspontja – vagyis az „átlagos” értékek – tájékán találjuk a Kisalföldön és a Dráva-melléken vizsgált patakszakaszokat. Ezek a helyek az ábra vízszintes irányban futó csapadéktengelye mentén, vagyis egy másik gradiens szerint vannak tagolva. Az origó táján a szárazabb Kisalföld patakpartjai helyezkednek el, míg a Dráva-melléki adatok a két csapadékmutató (ÉCSA, TCSA) vektorának irányába tolódnak el. A szegregáció nem tökéletes: a Cuhai-Bakony-ér

adatsora a Dráva-mellékiek közé keveredik. A Nyugati-Gyöngyös nagyfokú „kilógása” a többi adat közül a 4.5.2. fejezetben taglaltakhoz hasonlóan néhány élőhely [égerligetek (J5) és fáslegelők (P4), valamint a tarvágások (P8)] csak itt regisztrált magas előfordulási arányának köszönhető.

Az ábra alsó részén, vagyis a hőmérsékleti vektorral ellentétes irányban az Észak-Mezőföld adatsorainak pontjai helyezkednek el egy jól körülhatárolható csoportot alkotva, bár ez a csoport nem zárt, a Vezseny-ér második vizsgált szakaszának adatsora az origó irányából csapódik hozzá. A csoport helyzetének kialakításában az éghajlati tényezőkön kívül itt is az előző két fejezetből már ismert élőhelytípusok játszottak szerepet: az alföldi mocsárrétek (D4), a kiszáradó, jellegtelen és másodlagos mocsarak és sásosok (O1), a vetett rétek és legelők (T5), a kiszáradó, jellegtelen és másodlagos mocsarak és sásosok (O1), a vetett rétek és legelők (T5), a kisüzemi szőlők és gyümölcsösök (T8), a kiskertek (T9), a falvak (U3), a meddőhányók (U5) és az állóvizek (U9).

4.6. Az élőhelytípusok jellegzetes mérete

A vízfolyások mentén húzódó élőhelytípusok kiterjedésének vizsgálata is érdekes eredményekkel kecsegtetett (MASAHITO – NOBUKAZU, 2001), ezért erre vonatkozóan is elvégeztem néhány elemzést.

Az ebben a fejezetben feltett kérdés tehát az volt, hogy az egyes élőhelytípusoknak (Á-NÉR kategóriáknak) van-e jellemző kiterjedése, vagyis a felvett élőhelyszakaszoknak kategóriánként jellegzetes hosszúsága? Megválaszolásához mind a parttól 50 m-re felvett, mind a közvetlenül partmentén regisztrált adatsorokban élőhelytípusonként meghatároztam az egyes szakaszok hosszát, és ezek alapján összevetve igyekeztem őket jellegzetes csoportokba sorolni (26. és 27. táblázatok). A csoportosításhoz szükséges kategóriákat logaritmikus alapon alkottam meg: 10 m-es, 20 m-es, 30-40 m-es, 50-80 m-es, 90-160 m-es, 170-320 m-es, 330-640 m-es, 650-1280 m-es, 1290-2550 m-es, és 2560 m-nél hosszabb szakasz-kategóriákat határoztam meg.

A parttól 50 m-re felvett, összességében mintegy 400 km-nyi adatsorok 3263 élőhelyszakaszra bomlanak, melyek 54-féle élőhelytípus között oszlanak meg. A leghosszabb regisztrált élőhelyszakasz egy 2740 m hosszú, egyéves szántóföldi kultúra a Pécsi-víz mentén. A 26. táblázatot szemlélve elmondható, hogy az egyes élőhelytípusok (Á-NÉR kategóriák) különböző hosszúsági jellegzetességekkel bírnak.

26. táblázat. A regisztrált élőhelytípusok jellegzetes hosszúságai a partoktól 50 m-re.

	Á-NÉR kategória	10 m	20 m	30-40 m	50-80 m	90-160 m	170-320 m	330-640 m	650-1280 m	1290-2550 m	2560-... m
1. csoport	J3	52	23	10	10	3					
	O13	121	4	1	2		2				
	R1	50	10	6	3	3	3				
	S7	24	4	5							
	U5	4	3	2		2					
	U11	175	13	7	9	1					
2. csoport	B1	46	30	31	28	12	16	8	2		
	J4	82	47	42	33	19	8	1	1		
	O6	50	36	40	42	38	28	22	5		
	O10	57	5	2		2		2	2		
	O15	44	16	23	19	9	5				
	P2	97	43	24	16	19	10	3			
	S6	122	58	41	28	20	5	3			
3. csoport	B5	5	11	19	18	12	4				
	F4	4	6	10	5	5	5	2			
	J6	5	8	11	7	7	3	5	1		
	T3		1	6	4	3	3	1			
	T10	1		4	3	3	1	1			
4. csoport	O5	7	13	20	36	33	26	15	7	1	
	T2		2	7	12	5	5	1	2		
	U3	1	1	6	15	4	10	5	1		
	U10	1	2	12	16	4	3	1			
5. csoport	T6	9	16	26	34	37	23	19	5		
6. csoport	D4	5	3	8	13	23	23	19	14	6	
7. csoport	T1	3	7	17	21	40	79	81	55	11	1
8. csoport	B2	7		6		2					
	F1	6	6	4	7	3	2				
	J5	6	8	5	4	4	4	9	2		
	O1	6	4	4	3	7	3				
	P6		1	1		1	1		1		
	S1	1			4	2	5				
	S2		4	1	4	3	6	3			
	T5				2	2	1	1	2		
	T9	4	9	6	8	8	2				
	U2	1		3		3	3	1			
	U4	2	3	10	5	3	10	1			
	U9	3	5	6	6	5	7	2	2		
9. csoport	B4			1							
	B6				1	1					
	D2		1				3				
	D3					1					
	F2				1						
	I1	1									
	K1					1			2		
	O12					1					
	P1			1			1				
	P4					1	1				
	P8				1	1		1	1		
	R3						2	1			
	S4			1	1			2			
	T7					1			1		
	T8			1	1	1		1			
	U1				1						
	U7	1									

0 db szakasz

1 db szakasz

2-3 db szakasz

4-7 db szakasz

8-15 db szakasz

16-31 db szakasz

32-63 db szakasz

64-127 db szakasz

128-255 db szakasz

Az első csoportba sorolt élőhelyek jellegzetesen igen keskenyek, túlnyomó többségükben olyannyira, hogy egy felvételi egységben (azaz kb. 10 m-es szakaszok formájában) jelentek meg, bár néha elérhették a több tíz métert, vagy akár a pár 100 m-es hosszúságot is. Ebbe a csoportba főleg olyan élőhelyek tartoznak, melyek hosszú, vékony foltokban helyezkednek el, és a vonal mentén végzett felvételezés során ennek a foltnak jellegzetesen a rövid metszetei kerültek bele az adatsorba. Legtipikusabbak ezek közül az utak, vasutak, egyéb jellegtelen területek (U11) és a taposott gyomnövényzet (O13), mely a ritkán, de rendszeresen használt földutakon figyelhető meg legszebb formájában. Gyakran az utak, vasutak, villanyvezetékek mentén, szintén hosszú vékony sávokat alkotva fordulnak elő a facsoportok, erdősávok, fasorok (S7), valamint a spontán beerdősödött területek részben betelepült cserje- és gyepszinttel (R1), melyeknek így a patakkal párhuzamosan haladva, attól 50 méterre, újfent főleg rövid metszeteivel találkoztam. Az ugyancsak ebbe a csoportba tartozó bokorfüzesek (J3) a mocsarasabb tájakon, olyan ártereken, ahol a kaszálást, legeltetést néhány éve, vagy évtizede hagyták abba, jellegzetesen kis foltokban nőnek, melyeknek patakkal párhuzamos metszetei szintén rövidek. A meddőhányók (U5) kategóriájába kerültek a falvak közelében a friss tereprendezéseknek, útépitéseknek, feltöltéseknek a frissen felszínre került kavics és közetrakásai is, melyek általában szintén kis kiterjedésűek.

A második csoportba olyan élőhelyek kerültek, melyek legtöbbször szintén igen rövid szakaszokat adnak ugyan, de az első csoportba tartozóknál általában jellegzetesen hosszabbak is lehetnek, gyakran néhány tíz, vagy néhány száz métereseek, esetenként akár kilométeres hosszúságúak. Ezek azok az élőhelyek, melyek a patakok tágabb környezetében, intenzív művelés hiányában, mozaikosan borítják a felszínt, így kisebb-nagyobb foltjaiknak patakkal párhuzamos metszetei igen vegyes, bár inkább rövid szakaszhosszúságot eredményeznek. Ide soroltam a zárt nádasokat és gyékényeseket (B1), a fűz- és nyárligeteket (J4), az alföldi üde, gyomos gyepeket (O6), a természetközeli mezsgyék, rézsűk és gátak növényzetét (O10), az invázív lágyszárúak dominálta állományokat (O15), a spontán cserjésedő-erdősödő területeket (P2), valamint a nem őshonos fajokból álló spontán erdőket és cserjéseket (S6).

A harmadik csoport olyan élőhelyeket tartalmaz, melyeknél már nem a nagyon rövid (10 m körüli) szakaszméret jellemző, hanem általában a 30-40 m-es, de a szakaszok gyakran lehetnek ennél jóval hosszabbak, vagy rövidebbek is. Az ide tartozó nem zsombékoló magassárétekre (B5), mézpázsitos szikfokokra (F4) és tölgy-szil-kőris ligetekre (J6) a táblázat második csoportjának élőhelyeihez hasonlóan az ártereken megfigyelhető mozaikos elrendeződés jellemző, csak éppen – a gyűjtött adatok tanúbizonysága szerint – valamivel

nagyobb foltokkal. A zöldség- és dísznövénykultúrák (T3), valamint a parlagok (T10) már az agrár élőhelyek közé tartoznak, és szintén ebbe a jellegzetes mérettartományba esnek.

A negyedik csoportba olyan élőhelyeket soroltam, melyek általában 50-80 m-es szakaszokat alkotnak, de gyakran lehetnek ennél jóval hosszabbak, vagy rövidebbek is. Ebbe a csoportba tartozik a felvételekbe került lakott területek túlnyomó része, hiszen általában ekkorák a tanyák (U10), valamint a patakokkal párhuzamos metszetben a falvak beépített területeit (U3) is nagyjából ilyen darabokra tagolják a már említett utak, kiskertek, zöldséges- és gyümölcsöskertek, egyéb élőhelyek. Az általában birkákkal legeltetett alföldi gyomos, száraz gyepeknek (O5) és a legtöbbször lucernával bevetett évelő szántóföldi kultúráknak (T2) is leginkább ebbe a mérettartományba estek a fragmentálatlan egységei.

Az ötödik, hatodik és hetedik csoport mindössze egy-egy élőhelytípust tartalmaz. Az ötödik csoportba kerültek a kistáblás mozaikok (T6), hiszen ezek jellegzetes mérete általában 90 és 160 m közötti, de gyakran lehet ennél hosszabb, vagy rövidebb is attól függően, hogy hogyan metszi a patak által kijelölt felvétel vonala. A hatodik csoportba az alföldi mocsárrétek (D4) tartoznak, melyek egyes patakok árterein igen gyakoriak, és szakaszainak hossza jellegzetesen pár száz méteres. Jellemzően a leghosszabb élőhely-szakaszokkal – főleg 330 és 640 m közötti hosszúságúakkal, de sokszor akár az egy kilométert is meghaladókkal – mindössze az egyéves szántóföldi kultúrák (T1) rendelkeznek, így egyedül ezek kerültek a táblázat hetedik csoportjába.

A nyolcadik csoportba olyan élőhelytípusok tartoznak, melyek igen változatos hosszúságú szakaszokat adtak, rövidebbeket és hosszabbakat nagyjából egyforma valószínűséggel, így a fenti kategóriák egyikébe sem voltak besorolhatók. Ide kerültek tehát a tavi harmatkásás, békabuzogányos, tavi kákás, mételykórós mocsarak (B2), az ürmöspuszták (F1), az égerligetek (J5), a kiszáradó, jellegtelen és másodlagos mocsarak és sásosok (O1), a kastélyparkok és arborétumok az egykori vegetáció maradványaival, vagy regenerálódásával (P6), az akácosok (S1), a nemes nyárasok (S2), a vetett rétek és legelők (T5), a kiskertek (T9), a kertvárosok (U2), a telephelyek, roncssterületek (U4), és az állóvizek (U9).

A többi élőhely-kategória esetében (amelyek nem rendelkeztek minimum öt előfordulással) a hovatarozást nem tudtam objektíven meghatározni, így a „maradékot” a kilencedik csoportban helyeztem el.

A közvetlenül a part mentén regisztrált, együttvéve szintén 400 km hosszúságú adatsorok 15390 különböző élőhelyszakaszra tagolódnak, melyen mindössze 22-féle élőhelytípus osztozik. A leghosszabb, parton felvett élőhelyszakasz egy 1710 m-es, friss, kotrásos partrendezés következtében létrejött, teljesen mesterséges U7-es. Összességében, a

27. táblázat tanúságai alapján, és a 4.2.1. fejezet eredményeivel egybehangzóan elmondható, hogy közvetlenül a parton felvett adatsorokban több és rövidebb élőhelyszakasz jelenik meg, mint a jóval kevésbé fragmentált, parttól távolabbi adatsor esetében. A mindkét adatsorban megjelenő élőhelytípusok is így viselkednek. A parton majdnem minden élőhelykategóriáról elmondható, hogy leginkább rövid szakaszokban fordul elő (ezekből igen sok van), és a nagyobb szakaszok száma a hosszúsággal arányosan rohamosan csökken.

27. táblázat. A regisztrált élőhelytípusok jellegzetes hosszúságai a közvetlenül a part mentén.

	Á-NÉR kategória	10 m	20 m	30-40 m	50-80 m	90-160 m	170-320 m	330-640 m	650-1280 m	1290-... m
1. csoport	B3	343	71	39	7	4				
	B5	312	102	61	16	8				
	I1	17	6	1	1	1				
	J5	269	60	21	9	3				
	O2	51	19	17	2	2				
	R1	213	33	10	4	1				
	U11	267	32	26	9	3				
2. csoport	B2	1286	420	333	152	75	17			
	J3	1133	193	89	18	3	1			
	P2	324	65	67	21	13	2			
	S6	621	121	79	26	10	6			
3. csoport	J4	640	233	202	88	94	41	8		
	O15	625	169	98	44	24	4	3		
4. csoport	B1	1550	623	550	263	159	49	11	6	
	O10	1146	452	419	224	168	77	17	4	
5. csoport	D4	40	14	22	13	11	8			
	D5	52	23	13	10	3	1			
	S7	7	5	5	4	1	1			
6. csoport	U7	14	7	9	2	4	1	2	4	1
7. csoport	O6	2								
	O13	4								
	S2			1						

1 db szakasz

2-3 db szakasz

4-7 db szakasz

8-15 db szakasz

16-31 db szakasz

32-63 db szakasz

64-127 db szakasz

128-255 db szakasz

256-511 db szakasz

512-1023 db szakasz

1024 szakasz felett

Az első csoportba olyan élőhelyek kerültek, melyek legtöbbször igen rövid, (10 m-es, vagy néhányszor 10 m-es) szakaszokon jelentkeznek, de igen ritkán 100 m körüli hosszúságban is előfordulhatnak. Ebbe a csoportba kerültek az utak, vasutak, egyéb jellegtelen területek (U11), melyek rövid metszeteit – a parttól távolabbi előfordulásaihoz hasonlóan – itt is az okozza, hogy a patakokat keresztezik ezek a hosszúkás létesítmények. A vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös mocsarak és nádasok (B3), valamint a nem zombékoló magassásrétek (B5) jellegzetesen rövid szakaszokban színesítik a patakpartok élőhelyeit. Az árterek és zátonyok pionír növényzete (I1), és a leggyakrabban az inni járó állatok taposása miatt kialakuló zavart és degradált felszínek iszapnövényzete (O2) jellegéből adódóan leggyakrabban csak rövid szakaszokon alakul ki. Az égerligetek (J5), és a spontán

beerdősödött területek részben betelepült cserje- és gyepszinttel (R1) azért szerepelnek ebben a kategóriában, mert – ahogyan azt a 3.2. fejezetben részletesen kifejtettem – az egy-két fa alkotta csoportot is ebbe a kategóriába soroltam, hogy ne kelljen hibridkategóriákat alkalmazni.

A második, harmadik és negyedik csoport sok mindenben hasonlít az elsőre, azzal a különbséggel, hogy az oda tartozó élőhelytípusoknak egyre hosszabb foltjai is előfordulhatnak. A második csoportba tartozó tavi harmatkásás, békabuzogányos, tavi kákás, mételykórós mocsarak (B2), bokorfüzesek (J3), spontán cserjésedő-erdősödő területek (P2) és a nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések (S6) akár 170-320 m hosszú szakaszokon is jelentkezhettek, noha legtöbbször ezek is csekély hosszúságú (10, vagy néhányszor 10 m-es) szakaszokon fordulnak elő. A harmadik csoportba került fűz- és nyárligetek (J4), valamint az invázív lágyszárúak dominálta állományok (O15) szakaszai akár 330-640 m közötti, míg a negyedik csoportba sorolt zárt nádasok (B1) és a természetközeli mezsgyék, rézsúk és gátak növényzetének (O10) leghosszabb foltjai a 650-1280 m közötti méretet is elérhetik.

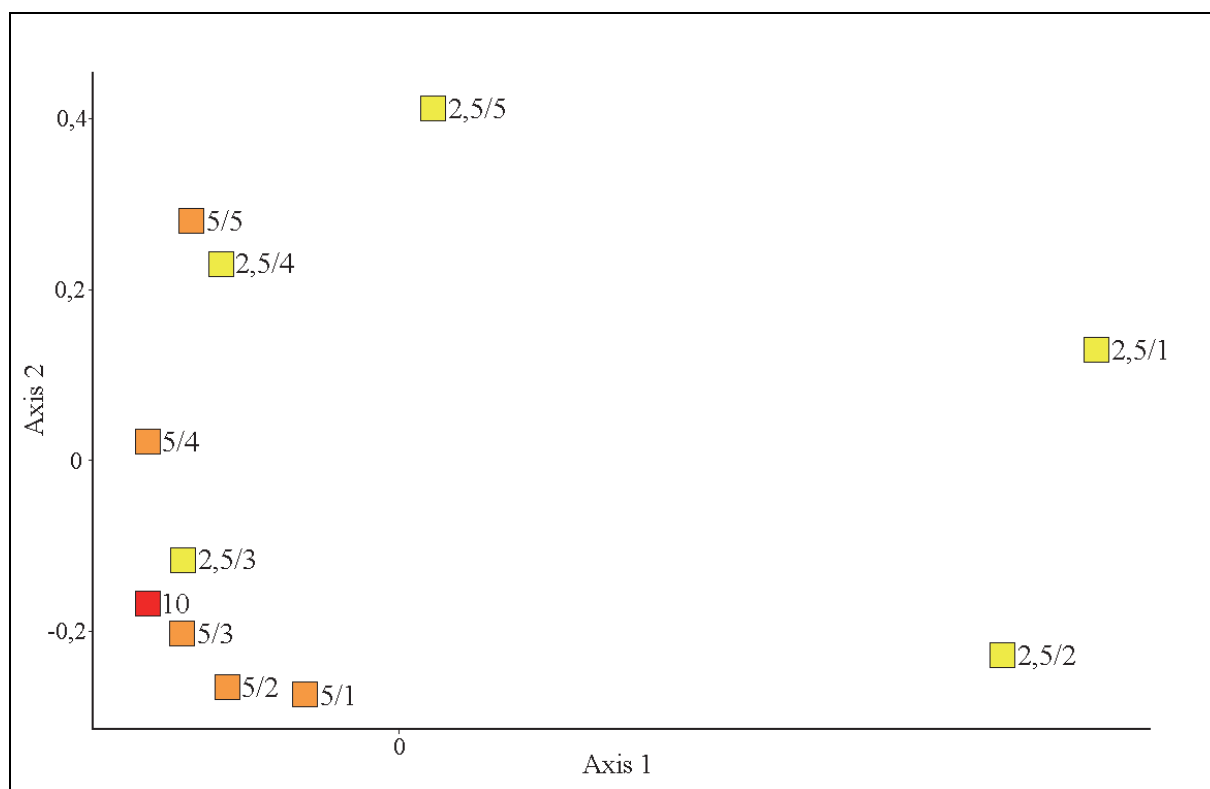
Az ötödik csoportba sorolt élőhelykategóriák, vagyis az alföldi mocsárrétek (D4), a patakparti és lápi magaskórósok (D5) és a facsoportok, erdősávok és fasorok (S7) már általában jellegzetesen hosszabb szakaszokban jelennek meg a patakpartokon. S7 főleg azért, mert ugyan az utak, vasutak mentén ültetett, vagy kialakult fasorokat, erdősávokat keresztezik a patakok, ezért ilyenkor csak rövid metszeteik esnek a parti metszetekbe, más esetekben viszont hosszan kísérik a patakokat, amikor viszont igen hosszú, egybefüggő, a patakkal párhuzamos élőhelyfoltokat alkotnak.

A hatodik csoportba sorolt homok-, agyag és kavicsbányák, csupasz löszfalak, digó- és kubikgödrök (U7) a patakok partjain rendszertelen hosszúságú szakaszokat alkotnak. Könnyen megérthető ez, hiszen ebbe az élőhelykategóriába soroltam a patakpartoknak azokat a területenként rendkívül eltérő hosszúságú szakaszait, amelyekről valamilyen mederkezelés, vagy egyéb beavatkozás következtében majdnem teljesen hiányzik a növényzet.

Az utolsó – jelen esetben hetedik – csoportba most is azokat az élőhelykategóriákat soroltam, melyek előfordultak ugyan a felvételekben, de olyan alacsony számban, hogy azok alapján jellegzetes szakaszhosszágaikról értékelhető következtetést nem vonhattam le.

4.7. Az ideális mintavételi szakasz hosszának vizsgálata

Már az adatgyűjtés közben felmerült a kérdés, hogy vajon szükséges-e 10 km hosszúságú adatsorokat felvételezni, vagy egy-egy terület jellemzéséhez elegendő egy rövidebb szakasz élőhelyeinek ismerete? Ennek a kérdésnek a megválaszolására végeztem egy meta-analízist, mely során összehasonlítottam a vizsgált patakszakaszoknak különböző hosszúságú, és különböző kezdőpontú részeit (PODANI, 1989). Az eredményt a 34. ábrán látható ordináció mutatja.



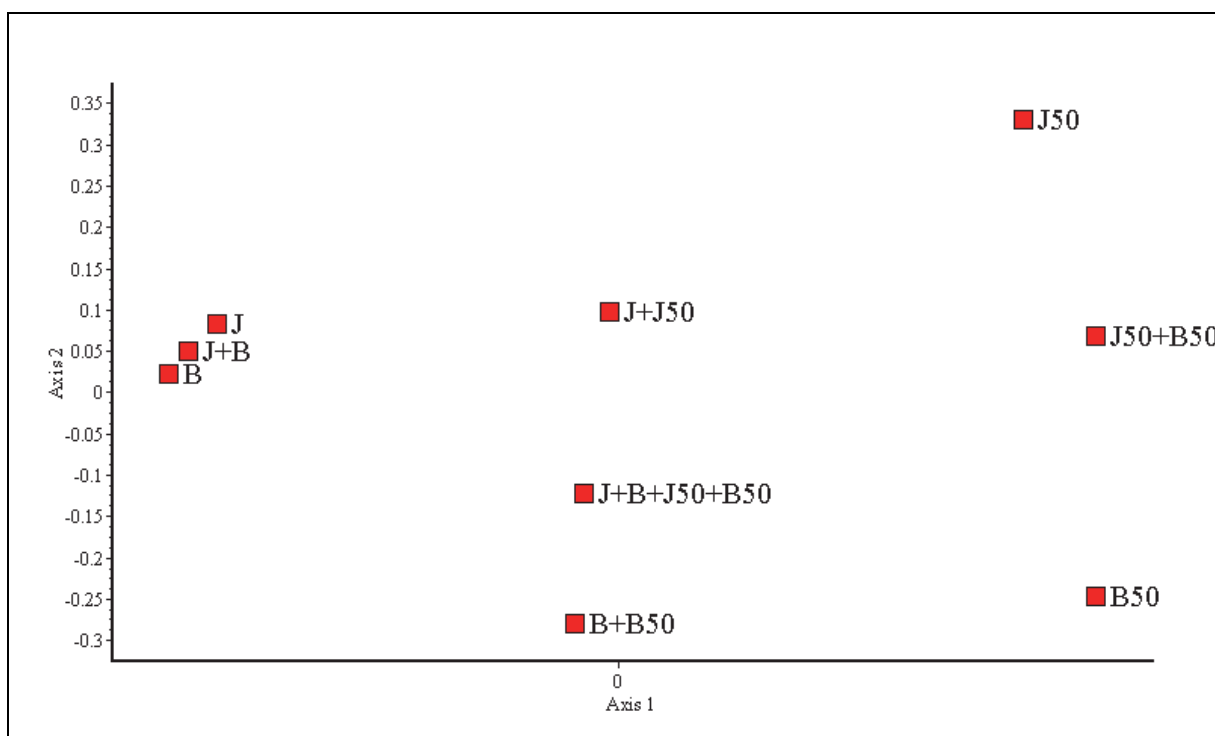
34. ábra. A különböző hosszúságú mintavételi szakaszokból számított ordinációk meta-analízise. A citromsárga négyzetek a 2,5 km hosszúságú, a narancssárga négyzetek az 5 km hosszúságú, míg a piros négyzet a 10 km hosszúságú adatsorokból számolt ordinációk helyzetét jelölik.

Az ábrán jól látható, hogy a rövidebb (2,5 km-es) szakaszok felhasználásával készült főkoordináta-analízisek eredményei viszonylag nagy területen szóródnak szét, vagyis elég nagy különbségeket mutatnak. A közepes (5 km) hosszúságú szakaszok elemzésének eredményei már jóval kisebb területen oszlanak meg, vagyis sokkal kisebb közöttük a különbség, így sokkal pontosabban jellemzik egyenként is a vizsgált területet. A 10 km hosszúságú (teljes) adatsor elemzésével kapott pont viszonylag közel helyezkedik el az 5 km hosszúságú szakaszok vizsgálata által magkapott pontok jelentős részéhez, azonban akad néhány olyan, mely ettől jelentős távolságra van. Ez arra utal, hogy a 10 km hosszúságú

szakaszok sokkal nagyobb pontossággal jellemeznek egy adott területet, mint a 2,5, vagy akár az 5 km hosszúságúak.

4.8. A párhuzamosan felvett adatsorok összevonásának és egyes elemek elhanyagolásának hatása

Mivel az egymás mellett négy sávban felvett adatokat többféleképpen csoportosítva, illetve egyes elemzéseknél bizonyos adatsorokat elhanyagolva, számos különböző sokváltozós elemzést futattam, felmerült a kérdés, hogy ezeknek az eredményei milyen viszonyban vannak egymással, a kapott ordinációk mennyire hasonlítanak egymásra? A kérdés eldöntése érdekében az ordinációk eredményein meta-analízist hajtottam végre, melynek során egy olyan diagramot (35. ábra) kaptam, ahol az egyes elemek ordinációs térben elfoglalt helyzete megmutatja, hogy a különböző adatsorokon végzett főkoordináta-analízisek eredményei milyen viszonyban állnak egymással, mennyire hasonlítanak, vagy különböznek.



35. ábra. A különböző módokon összevont és leegyszerűsített adatsorokból számított ordinációk meta-analízise. A J, B, J50 és B50 kódok a partra és a felvétel távolságára utalnak az 1. ábrán használt rendszert követve, a „+” jel pedig az összevonásra utal.

A 35. ábrán vízszintesen, egymás mellett, egyértelműen három csoport különül el. A diagram bal oldalán, egymáshoz nagyon közel találjuk a patakok partjain felvett adatokból számított eredményeket. A kis távolság szépen jelzi, hogy a part menti adatsorok nagymértékben hasonlítanak egymásra. A diagram jobb oldalán – egy másik csoportban – a parttól 50 m-re felvett adatsorok elemzése által létrejött értékek helyezkednek el. Ezek az elemek már jóval nagyobb távolságra helyezkednek el egymástól, mint a part mentén gyűjtött adatokhoz tartozók, hiszen – a 4.4.5. fejezetben kapott eredményekkel összhangban – ezek az elemek jóval nagyobb mértékben különböznek egymástól. A diagram közepén azokat az elemeket találjuk egy harmadik csoportban, melyeket parti, és parttól távolabbi adatokból együttesen számítottam. Ez a csoport mind helyzetét, mind kiterjedését tekintve átmeneti az előző kettőhöz képest, ami nem véletlen, hiszen ennek a kettőnek alap-adatait együttesen felhasználva jutottunk el hozzá. A 35. ábra vizsgálatakor szembetűnő még az is, hogy mindhárom csoportban felül a jobb, alul a bal partra vonatkozó adatokat találjuk, és közöttük a két parton gyűjtött adatok együttes vizsgálata során létrehozott egységeket. Ennek a függőleges tagolódásnak – akárcsak a vízszintesnek – szintén az az oka, hogy a középső helyzetben található elemek (a jobb és a bal partról származó adatsorokat egyszerre feldolgozó elemzések eredményei) itt is átmeneti jelleget mutatnak.

5. Diszkusszió

Jelen doktori disszertáció a hazánk sík tájain folyó patakok környezetében fellelhető élőhelyeket vizsgálja a tájléptékű vegetációkutatás módszereivel, az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR) kategóriáinak felhasználásával. Az intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló síkvidéki területek, noha Magyarország legnagyobb részére terjednek ki, és a legjellegzetesebbnek számítanak, agrár mivoltuknak köszönhetően erősen átalakítottak, és folyamatosan az emberi tevékenység zavarásának vannak kitéve. Így kisebb természetvédelmi értéket képviselnek, s ezért nem annyira kutatottak, mint a hegy- és dombvidékek, vagy akár az Alföld és a Kisalföld kevésbé intenzíven hasznosított területei (bár főleg a nagyobb vízfolyások ártereivel számos publikáció foglalkozik).

Ezek a tájakon a biológiai sokféleség megőrzésében a patakoknak és azok környezetének igen komoly szerepe van. Otthont, menedéket adhatnak a szántókról, ültetvényekről kiszoruló, ritkább, esetleg védett fajoknak, valamint kék-zöld ökológiai folyosókként összekapcsolhatják az egymástól egyre nagyobb távolságra kerülő természetes, vagy természetközeli élőhelyfoltokat. Emellett konkrét anyagi hasznót is hajthatnak: halászat, fakitermelés, vagy nádvagás formájában, és emellett fontos szerepet játszanak a vizek öntisztulási folyamataiban, a talaj- és rétegvizek megújulásában. Sajnos mindezek ellenére a vizes élőhelyek kiterjedése néhány kivételtől eltekintve (Tisza-tó, Kis-Balaton rehabilitációja) a Kárpát-medencében az utóbbi évszázadokban folyamatosan csökkent, minősége pedig romlott, hiszen lecsapolással és kiszáritással – legalábbis rövidtávon – mindig lehet egy ártérnél vagy mocsárnál sokkal jövedelmezőbb, intenzívebb hasznosítási módot találni. A vizes élőhelyek beszűkülésének másik jelentős oka az ár- és belvízvédalom: a mederrendezéshez gyakran hozzátartozik az ártéri növényzet kiirtása és a mesterséges medrek gyakori kotrása, gyomirtós kezelése. Az így megbolygatott területeken könnyen elszaporodnak a tájidegen özönnövények, ami tovább csökkenti a frissen „rendezett” rész ökológiai értékét. A környéken felhalmozódó szemét és a vízbe jutó szennyező anyagok (leginkább műtrágyák) fokozzák az eutrofizációt, a növényvédő szerek pedig csökkentik az összes faj fitnesszét a kezelt területen, ami tovább rontja a helyzetet.

Vizsgálataim célja a síkvidéki patakkísérő vegetáció jellegzetességeinek megismerése volt. Kíváncsi voltam rá, hogy a vizsgált területeken milyen élőhelyek és milyen arányban fordulnak elő, vagyis hogy milyen képet fest az aktuális vegetáció? Fel akartam tárni, hogy a patakok környezetében fellelhető élőhelyek jellegükben vagy arányukban különböznek-e

Magyarország egyes részein, és ha igen, miben, és milyen okokra vezethetőek vissza az esetlegesen mutatkozó eltérések? Meg akartam vizsgálni azt is, hogy a felvételezett területek milyen mértékben fertőzöttek tájidegen, invázív fás- és lágyszárú növényekkel, és ezek közül mely fajok térhódítása a legszembetűnőbb? Mindezeket túl szerettem volna képet kapni néhány – a terepi munka közben felmerülő – praktikus kérdésre is: mekkora mintavételi szakaszokkal érdemes egy ilyen jellegű vizsgálat esetén dolgozni, illetve fontos-e a patakok mindkét partján adatgyűjtést végezni, szolgáltat-e ez valamilyen többletinformációt a végeredményre nézve?

A kutatásokhoz hazánk négy, különböző mezoklimatikus jellemzőkkel bíró táján választottam ki 5-5 db, egyenként 10 kilométer hosszúságú patakszakaszt (1. térkép), melyeknek közvetlenül a jobb és a bal partján, valamint a jobb és a bal parttól ötven méterre végeztem vonalszerű adatfelvételt, tízméteres egységekben megnevezve az egységben jellemző Á-NÉR kategóriát (1. ábra). Néhány esetben – praktikus okokból – egyazon patak mentén több tíz kilométer hosszúságú részt is felvételeztem. A vizsgált patakszakaszok az alábbiak voltak: a Kisalföldön – ahol az országban síkvidéki területen legerősebb az óceáni hatás – a Csángota-ér Gyömöre és Mórchida közötti, a Sokorói-Bakony-ér Felpéc és Koroncó közötti, a Vezseny-ér Tápszentmiklós és Mindszentpuszta, valamint Mindszentpuszta és Töltéstava közötti, illetve a Cuhai-Bakony-ér Bársonyos és Mezőörs közötti szakaszai. A Kiskunságon – ahol a kontinentális hatás erős – a Csukás-éri-főcsatorna Kecskemét és a Fehér-tó közötti 30 km-es szakaszát három részre bontva, illetve a Félegyházai-vízfolyás Kiskunfélegyháza és Gátér határában húzódó 20 km-es szakaszát két részre osztva végeztem az élőhelyek felvételezését. A Dráva-melléken – ahol a mediterrán hatás érződik – a Pécsi-víz Velény és Magyartelek közötti, az Almás-patak Almamellék és Mozsgó, valamint Csertő és Dencsháza közötti, a Gyöngyös Tótszentgyörgy és Kétújfalu közötti és a Nyugati-Gyöngyös Kálmánca és Pettend közötti szakaszain gyűjtöttem adatokat. Földrajzilag az előző három térség között helyezkedik el a Mezőföld, ennek a tájnak az északi részén volt a negyedik vizsgálati hely, ahol a „köztes” jellegek megjelenését vártam. Itt a Benta Sósút és Százhalombatta közötti és a Szent László-patak Martonvásár és Ercsi közötti szakaszain vettem fel egy-egy, valamint a Váli-víz Alcsútdoboz és Besnyő közötti szakaszán három egymást követő tíz kilométer hosszúságú adatsort.

A vizsgált patakszakaszok és környezetük táji és növényföldrajzi besorolásában, jellemzésében, valamint a tájakhoz rendelhető, a későbbi elemzésekben felhasznált környezeti tényezők (elsősorban éghajlati elemek adatai) értékeinek meghatározásában a *Magyarország*

kistájainak kataszterét (MAROSI – SOMOGYI, 1990) tekintetem irányadónak (1 – 7. táblázatok).

Az adatok értékeléséhez néhány egyszerű, leíró statisztikát használtam, melyekben a különböző élőhelyek előfordulása és aránya mellett néhány jellegzetes index értékét is meghatároztam a vizsgált patakszakaszok négy-négy adatsorára. Ilyen indexek voltak a fragmentáltság, a talált élőhely-kategóriák száma, a változatosság, a diverzitás, az egyenletesség (evenness), a természetesség, az invázív fajok uralta élőhelyek aránya, és a fás szárú vegetáció aránya. Az egyes indexek esetében kapott párhuzamos adatsorok közötti összefüggések feltárásához lineáris korrelációt számoltam, illetve az összefüggések esetleges szignifikanciájának meghatározásához párosított t-próbát végeztem.

A bonyolultabb összefüggések feltárásához többváltozós matematikai elemzéseket hajtottam végre a SYN-TAX 2000 programcsomag segítségével. A felvételezett patakszakaszoknak az élőhelytípusok aránya szerinti összehasonlításakor hierarchikus osztályozást végeztem csoportátlag számítás módszerével, valamint az összefüggések árnyaltabb feltárása céljából centrált főkomponens analízist hajtottam végre. Amikor a környezeti tényezők szerepét is meg akartam vizsgálni, akkor az adatokon kanonikus korrespondencia analízist futattam. Az ideális mintavételi szakasz meghatározásakor, valamint a négy párhuzamosan felvett adatsor egyes részeinek elhagyását, vagy az adatsorok összevonását vizsgálva az ordinációk között minden párosításban távolságot számolva végeztem meta-analízist.

Felmérésem során a patakpartokon, és azok tágabb környezetében összesen 57 élőhely-kategóriát regisztráltam. Közvetlenül a patakpartokon 22, a parttól távolabb 54 különböző Á-NÉR kategória fordult elő. A part mentén leggyakrabban előforduló élőhelyek a nádasok és gyékényesek (B1), valamint a természetközeli mezsgyék, rézsűk és gátak növényzete (O10) voltak, melyek minden vizsgált vízfolyás partján nagy arányban fordultak elő. Ezek mellett igen jelentős volt még – előfordulási arányuk szerinti csökkenő sorrendben – a tavi harmatkásás, békabuzogányos, tavi kákás, mételykórós mocsarak (B2), a fűz- és nyárligetek (J4), valamint az invázív lágyszárúak dominálta állományok (O15) jelenléte, bár ezek nem minden patak partján fordultak elő (3. ábra, 9. és 11. táblázatok). A főkomponens-analízis (18. ábra) tanúsága szerint ugyanezek az élőhelytípusok határozták meg az egyes csoportok elkülönülését is: az általuk meghatározott vektorok mentén rendeződtek el a vizsgált patakszakaszok. B1 és B2 szabta meg az Észak-mezőföld és a Kisalföld patakpartjai által alkotott csoportot, melyből a Váli-víz első felvett adatsora, a Cuhai-Bakony-ér és a Vezseny-ér első adatsora hiányzott. O10 dominálta az összes kiskunsági patakpartot, valamint

a Dráva-melléken az Almás-patak mindkét szakaszának partját, melynek magas aránya valószínűleg az ezeken a területeken legintenzívebb mederkezelésnek, kotrásnak és gyomirtózásnak köszönhetően alakult ki. O15 nagyarányú előfordulásának köszönhető a Dráva-mellék két patakpartjának hasonlósága: a Pécsi-víz és a Nyugati-Gyöngyös mentén volt ebből az Á-NÉR kategóriából a legtöbb. A közvetlenül patakparton felvett adatsorok közül a maradék négyet (Cuhai-Bakony-ér, Gyöngyös, valamint a Váli-víz és a Vezseny-ér első szakaszait), melyek három különböző országrészből származnak, J4 magas aránya fűzi össze. Ezt a felosztást támasztotta alá az ugyanezen az adatsoron futtatott hierarchikus osztályozás eredményeként kapott dendrogram is (17. ábra). Említésre méltó, hogy ugyan csekély mennyiségben, de minden patak mentén előfordult az utak, vasutak, és egyéb jellegtelen területek (U11) Á-NÉR kategóriája.

A patakok partjától 50 m távolságban felbukkanó Á-NÉR kategóriák közül a leggyakoribbak (előfordulási arányuk szerint csökkenő sorrendben) az egyéves szántóföldi kultúrák (T1), az alföldi mocsárrétek (D4), az alföldi gyomos üde gyepek (O6) és az alföldi gyomos száraz gyepek (O5) voltak (4. ábra, 10. és 11. táblázatok). T1 és O6 minden adatsorban nagy arányban előfordult. A patakparti adatsorok elemzéséhez hasonlóan a főkomponens-analízis (16. ábra) eredményei szerint itt is ezek a „domináns” élőhelyek játszanak legnagyobb szerepet a kialakuló csoportok elválasztásában. Az Észak-mezőföldi patakszakaszokat és a Vezseny-ér második vizsgált részét D4 magas aránya kapcsolja össze, míg a kiskunsági, a maradék kisalföldi és két Dráva-melléki patakpartot (Pécsi-víz és az Almás-patak második vizsgált szakasza) T1 és O5 jellemzően gyakori előfordulása fűzi lazán egybe. A maradék három Dráva-melléki patakra O6 mellett a különböző ligeterdő típusok (J4, J5, J6) nagyarányú borítása jellemző. Az ugyanezen az adatsoron futtatott hierarchikus osztályozás dendrogramja ebben az esetben is alátámasztja a kapott csoportosítást. A parttól 50 méterre minden patak mentén előfordult, de csak kis mennyiségben a taposott gyomnövényzet (O13), a nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések (S6), valamint az utak, vasutak és egyéb jellegtelen területek (U11) Á-NÉR kategóriái.

Annak, hogy közvetlenül a parton kevesebb, mint feleannyi élőhely-kategória jelent meg, mint a parttól ötven méterre, véleményem szerint két fő oka van. Egyrészt a tipikusan vízparti élőhelyek könnyen „kilóghatnak” a parttól nagyobb távolságra azokon a helyeken, ahol a meder szabályozása és kezelése nem annyira intenzív, így szélesebb árterek, tocsogók, mocsarak, ligetek alakulhatnak ki, melyek az 50 m távolságban felvett adatsorokat gazdagítják. Ez a jelenség „nem szimmetrikus”, vagyis a szárazabb, agrár, antropogén és szikes élőhelyek csak nagyon ritkán jelennek meg közvetlenül vízparti helyzetben. Másrészt a

víz abszolút közelsége sok kisebb környezeti különbséget kiegyenlíthet, így a vízparti élőhelyek természetesen egységesebbek, uniformizáltabbak, mint a parttól távolabbiak, ahol az egyéb (például éghajlati és talaj-) adottságok jobban érvényesülhetnek.

Összhangban voltak ezzel az eredménnyel az élőhely-kategóriák patakszakaszonkénti és tájankénti összeszámolásának adatai is: minden esetben a parttól 50 m-re regisztráltam több Á-NÉR kategóriát. A legtöbb élőhely patakunként partközeli a Kisalföldön, míg a parttól 50 m-re az Észak-Mezőföldön található. Ugyanezt tájanként vizsgálva közvetlenül a parton szintén a Kisalföldön, 50 m-es távolságban pedig már a Kiskunságon figyeltük meg a legtöbb élőhelyet. Patakunként legkevesebb élőhellyel parton és a parttól 50 méterre egyaránt a Kiskunság rendelkezik, míg tájanként számolva az élőhely-kategóriákat a parttól nagyobb távolságra már az Észak-Mezőföld az utolsó.

Az elemzések megkezdésekor azt vártam, hogy a közvetlenül vízparton felvett adatsorok a víz közelségének ökológiai kiegyenlítő hatása miatt kevésbé fognak tájanként elválni egymástól, mint a parttól 50 méterre felvettek. A dendrogramok és az ordinációs térben elhelyezkedő pontok tanulmányozása után azt mondhatjuk, hogy ez a feltételezés csak nagyon kis mértékben igazolódott. Mindkét esetben a domináns élőhely-kategóriáknak megfelelően nem táji alapokon rendeződő csoportok alakultak ki, valószínűleg azért, mert a hazánkban jellegzetes mezőgazdasági művelési típusok országosan széleskörű elterjedése legalább olyan mértékben összemosza a különböző tájakon felvett, parttól távolabbi adatsorokat, mint amennyire a víz a part mentieket.

A part mellett és a parttól távolabb felvett adatsorokat együtt vizsgálva azt tapasztaltam, hogy a két adatsor mind a hierarchikus osztályozás (19. ábra), mind a főkomponens analízis (20. ábra) alapján látványosan elkülönül egymástól, mindössze a dendrogramon keveredik három parttól távolabbi, a Dráva-melléken felvett adatsor a közvetlen partmentiek közé. Ennek a minimális keveredésnek az oka az, hogy az általában parti kötődésű bokorfüzesek (J3), fűz-nyár ligetek (J4) és invázív lágyszárúak dominálta állományok (O15) ezek mentén a patakok mentén a parttól távolabb is jelentős mennyiségben fordulnak elő. A biplot kiemelt vektorai a várakozásoknak megfelelően a 16. és a 18. ábrákon megfigyelhető vektorok együttesen. Külön-külön szemügyre véve a dendrogramnak és a biplotnak a csak vízparti és a csak parttól 50 méterre regisztrált adatokra vonatkozó részeit, azt állapíthatjuk meg, hogy azok majdnem teljesen megegyeznek a külön-külön adatsorok alapján elkészített diagramokkal, vagyis alapvető szerkezetük, egymáshoz való viszonyuk az együttes elemzés során nem változott meg.

Várakozásaimnak megfelelően a parti és parttól távolabbi adatokat patakonként egy egységként kezelve kaptam a sokváltozós vizsgálatok eredményeképpen a legteljesebb mértékű – bár közel sem tökéletes – táji elkülönülést (21. és 22. ábrák). Két táj is majdnem teljesen elkülönült a többitől: egyrészt az Észak-mezőföldi patakok, melyekhez kapcsolódott a Kisalföldről a Vezseny-ér második vizsgált szakasza, másrészt a kiskunságiak, melyek közül viszont hiányzott a Félegyházai-vízfolyás második vizsgált szakasza. Az Észak-mezőföldieket a zárt nádasok és gyékényesek (B1), a tavi harmatkásás, békabuzogányos, tavi kákás, mételykórós mocsarak (B2) és az alföldi mocsárrétek (D4) nagy aránya, míg a kiskunságiakat a természetközeli mezsgyék, rézsűk és gátak növényzetének (O10), az alföldi gyomos száraz gyepeknek (O5), az ürmös puszták (F1) és a mézpázsitos szikfokok (F4) kiemelkedő előfordulásai kapcsolják össze. A többi minta a biplot sokféle, sok irányba mutató, hasonlóan rövid vektorának megfelelően jócskán összekeveredik. A kiemelt vektorok – ahogyan azt vártam – itt is ugyanazok, mint az előző elemzések során.

A vizsgált patakpartokat leíró, egyszerűbb statisztikák is sok érdekes adattal szolgáltattak mind az egyes tájak, mind a patakpartok jellemzéséhez. A fragmentáltság a parton sokkal nagyobb mértékű volt, mint a parttól távolabb. Ez minden bizonnyal a nagyobb fokú természetességgel, a vizes élőhelyeken jellemző természetes mozaikosság valamilyen fokú megmaradásával függ össze. Legfragmentáltabb tájnak mind a parton, mind attól 50 méterre a Dráva-mellék bizonyult. Érdekes, hogy ebben az esetben ez nem a természetességgel, hanem egy inváziós faj, a *Solidago* sorozatos, de szakaszos megjelenésével függött össze. Legkevésbé fragmentált a partmenti adatok alapján a Kiskunság, hiszen itt végzik a legintenzívebb mederkarbantartást (kotrás, kaszálás, gyomirtózás), így a természetes, mozaikos élővilág nem tud kialakulni, és a *Solidago*-nak sincs lehetősége megtelepedni; a parttól távolabbi adatsorok tanúbizonysága szerint pedig a Kisalföld, ahol mind közül a legbelterjesebb, leginkább nagyüzemi mezőgazdasági termelés folyik.

Nem meglepő, hogy az élőhely-kategóriák számából és a fragmentáltság mértékéből számolt változatosság értéke a fragmentáltsághoz hasonlóan a parton bizonyult sokkal magasabbnak. A legnagyobb változatosságot mind a parton, mind attól 50 méterre a Dráva-melléken, míg a legkisebbet a parton és attól távolabb is a Kiskunságon regisztráltam.

A diverzitás értéke az élőhely-kategóriák számához hasonlóan a parttól távolabbi adatsorokban bizonyult magasabbnak. A legnagyobb diverzitás-értékeket a Dráva-melléken és az Észak-Mezőföldön, míg a legalacsonyabbakat a Kiskunságon és a Kisalföldön tapasztaltam. Az egyenletesség értékei is hasonlóképpen oszlottak meg: legnagyobb mértékű a Dráva-melléken, a legkisebb pedig a Kiskunságon volt, viszont a partmenti és a parttól

távolabbi adatsorokra számolt értékek összehasonlításakor jellegzetes, jól megfogalmazható különbségre nem bukkantam.

A patakok természetességére vonatkozó adatokat szemlélve feltűnő, hogy a parton mindenhol magasabbak, mint a parttól 50 m-re, bár a vízfolyásoktól kis távolságra már megkezdődik az intenzív mezőgazdasági művelés. Az egyetlen kivételt a Nyugati-Gyöngyös képezi, melynek környezete nagyrészt természetközeli erdőkkel borított, medre viszont a *Solidago*val kiemelkedő mértékben szennyezett, így partja csak kisebb mértékben lehet természetes. A legtermészetesebb parti adatsorok a kisalföldiek és az Észak-mezőföldiek voltak, míg a parttól 50 m-re regisztráltak közül a Dráva-mellékiek és az Észak-mezőföldiek. A legjobban bolygatottak ezzel szemben a parton a Dráva-mellék (adventívek magas aránya) és a Kiskunság (legnagyobb mértékű kotrás, gyomirtózás), a parttól 50 m-re pedig a Kisalföld és a Kiskunság patakmenti élőhelyei.

Noha akadtak kivételek szép számmal (Benta, Váli-víz harmadik vizsgált szakasza, Sokorói-Bakony-ér, Csukás-éri-főcsatorna, Félegyházai-vízfolyás első vizsgált szakasza és Almás-patak első vizsgált szakasza), a flóraidegen özönnövények megjelenése többségében közvetlenül a patakok partján volt jellemző, hiszen itt kedvez nekik jobban a nedvesség és a szomszédos szántóföldeken zajlónál ritkább, de viszonylag rendszeres zavarás. A kivételek általában valamely lokális tényezőnek voltak betudhatóak, vagy egyes esetekben az adventív fajok minimális arányának. A legfertőzöttebbek a parton és attól 50 méterre egyaránt a Dráva-mellék, a legtisztábbak pedig szintén akár a parton, akár attól 50 méterre a Kiskunság patakpartjai voltak. A legjellemzőbb lágyszárú özöngyomok a *Solidago gigantea*, az *Erigeron annuus*, az *Echinocystis lobata*, a *Humulus scandens* és az *Asclepias syriaca* voltak. Az invázív fásszárúak közül az *Acer negundo*, az *Ailanthus altissima*, az *Amorpha fruticosa*, a *Celtis occidentalis*, az *Elaeagnus angustifolia*, a *Fallopia* × *bohemica*, a *Juglans regia*, a *Morus alba*, és legnagyobb mértékben a *Robinia pseudo-acacia* voltak jelen a felvételekben.

A fásszárú vegetáció aránya körülbelül a patakok fele esetében a parton magasabb, míg a patakok másik felénél az 50 méteres távolságban találtam több fásszárúak által dominált élőhelytípust. Egyes tájakon – főleg a parton és attól 50 m-re egyaránt legkevésbé fásodott Kiskunságon – a gyakori és intenzív mederkezelés épp a vízparton akadályozza meg a fák felnövekedését, míg máshol az elsősorban parttól távolabb folytatott szántóföldi, vagy legeltető földművelés a parttól nagyobb távolságra nem teszi lehetővé a fatermetű növények megjelenését, vagyis itt a patakok partján lelnek menedéket a fák. Legfásodottabb tájnak a parton a Kisalföld és a Dráva-mellék, míg a parttól 50 m-re egyértelműen a Dráva-mellék bizonyult.

A leíró statisztikák gyakran egymást megerősítő eredményeket adtak az egyes tájak, illetve patakpartok jellemzését illetően, hiszen közülük egyesek nagyon hasonló alapokra épülnek. Ilyenek voltak a diverzitás, az egyenletesség, a fragmentáltság, a változatosság és az élőhely-kategóriák száma. Más jellegű összefüggést lehetett tapasztalni a patakpartoktól 50 méterre az invázív növények aránya és a fragmentáltság között: itt az özönnövények foltjai feltagolják az egységes, gyakran a mezőgazdasági művelés alól nem sokkal ezelőtt kivont területeket, növelve ezáltal a fragmentáltságot. Hasonló jelenség volt szintén a parttól 50 méterre az invázív, tájidegen fajok és a fásszárú növények megjelenése közötti összefüggés: a mezőgazdasági művelés alól kivont területeken, a művelés felhagyása után a szukcesszió beindulásakor legtöbbször tájidegen, fásszárú fajokkal települ be a táj. Értékes fája miatt sok helyen nemcsak hogy örülnek a gazdák a spontán kialakuló akácoknak, hanem egyre több helyen ültetik is azt. Csak a patakpartokon figyelhető meg a természetesség és a tájidegen, invázív fajok aránya közötti magától értetődő jelentős negatív korreláció. Ennek minden bizonnyal az lehet az oka, hogy a parttól távolabb a tájidegen fajok mellett egyéb, egyáltalán nem természetes élőhelyek (agrár és egyéb antropogén tájalelemek) nagyobb arányban jelennek meg, mérsékelve ezzel a várt nagyfokú negatív korrelációt.

A legérdekesebb elemzések mindenképpen azok voltak, melyek az egyes élőhelytípusok mellett bizonyos környezeti tényezők értékeit is figyelembe vették.

Az elemzésben szereplő környezeti tényezők természetesen nem mind bizonyultak egymástól függetlennek, ennek megfelelően azokat is nagyobb csoportokba lehet rendezni háttérismereteink és a triplotokon megfigyelhető irányaik alapján. A csapadék mennyiségére vonatkozó mutatók közül a csapadék évi összege, és a tenyészidőszak csapadékösszege jellegzetesen egy irányba mutat, míg az ariditási index ezzel ellentétes irányú. A napsugárzásra és az ezzel szorosan összefüggő hőmérsékleti értékekre vonatkozó mutatók (évi napfényösszeg, a nyári negyedév napfényösszege, a téli negyedév napfényösszege, éves átlaghőmérséklet, a 10 °C-nál melegebb középhőmérsékletű napok száma, a fagymentes időszak hossza) vektorai mind hasonló irányba mutatnak. Ez a két – egymástól szinte független – vektorcsoport a triplotokon (31., 32. és 33. ábrák) jellemzően egymásra közel merőlegesen helyezkedett el, kijelölve ezzel az ordinációs térben az éghajlati jellegű diagramok két alapvető pillérét: a hőmérsékletet és a csapadékot, bizonyítva, hogy ebben az esetben is leginkább eme két változónak megfelelően rendeződnek el a pontok. Jellemző még, hogy a szélsőbesség általában a hőmérsékleti vektorokkal ellentétes irányba mutat; a tengerszint feletti magasság, a vizsgált terület lejtése, a hótakarós napok száma évente és az átlagos maximális hótakaró vektorai hasonló irányúak és helyel-közzel a hőmérsékletre és a

napfénytartamra vonatkozó vektorokkal ellentétes irányúak. A triplotokon ezek mellett nagyon szépen megfigyelhető az éghajlatra vonatkozó változók függése a Kárpát-medencében elfoglalt abszolút földrajzi helyzettől. Északnyugat-délkeleti irányban nő a napsütéses órák száma és emelkedik a hőmérséklet, viszont a csapadék mennyisége, a szélesebb és a hótakaró nagysága éppen ebben az irányban csökken, párhuzamosan azzal, hogy az óceáni hatás egyre csekélyebb, míg a kontinentális hatás egyre fokozódik.

A három kanonikus korrespondencia-analízis eredményei összhangban voltak a korábban elvégzett hierarchikus osztályozások és főkomponens-analízisek eredményeivel (azokhoz képest mindössze csekély változások jelentkeztek a diagramokon a patakszakaszok, vagy az élőhelytípusok helyzetében), de a várakozásoknak megfelelően kiegészültek a vizsgálatban szereplő környezeti tényezők hatásaival is.

A parttól távolabb regisztrált adatsor elemei ebben az elemzésben is három nagy csoportra tagolódtak. Az Észak-mezőföldi mintákat és a Vezseny-ér második vizsgált szakaszát a mocsárrétek, mocsarak, legelők, tavak és nádasok, valamint a változatos antropogén élőhelyek magas aránya jellemezte. Ezek környezeti szempontból a hűvösebb, felhősebb, nem nagyon csapadékos, de viszonylag szelesebb csoportot alkották. A maradék kisalföldi, és a kiskunsági patakszakaszok, valamint a Pécsi-víz mentén főleg szántók, száraz gyepek, tájidegen fajokból álló spontán, vagy ültetett erdők és helyenként szikesek találhatók. Ezek tartoztak a szárazabb, melegebb és egyben naposabb csoportba. A további négy Dráva-melléki patakszakaszt főleg ligeterdők, üde, jellegtelen gyepekből álló legelők, magassásosok, és invázív lágyszárúak övezték. Ezek a minták éghajlati szempontból a se nem meleg, se nem hideg, de az átlagosnál valamivel csapadékosabb területeken helyezkedtek el.

A partmenti adatsorok kanonikus korrespondencia-analízise során – talán éppen a víz egyéb különbségeket kiegyenlítő hatása miatt – nem jelenik meg a többtől teljesen, vagy tökéletesen elváló táj. A kiskunsági minták közé keveredik az Almás-patak két szakasza, melyeket elsősorban a rendszeres kezelés miatt megjelenő gátak és rézsűk növényzete ural. Ezek melegebbnek, naposabbnak és a többinél valamivel szárazabbnak számítanak. Az Észak-mezőföldi és a kisalföldi adatsorok nagy része a mocsári növényzet különböző típusainak köszönhetően rendeződik egy laza csoportba, mely az éghajlati tényezőket figyelembe véve a többinél felhősebb, hűvösebb és szelesebb. A többi Dráva-menti patak és a Cuhai-Bakony-ér partja a ligeterdők és a spontán cserjésedés, valamint a tájidegen fajokkal történő spontán erdősülés eredményeként kialakuló élőhelyeknek köszönhetően különül el a többtől. Ezek általában a csapadékosabb területeken alakultak ki.

A legárnyaltabb, legösszetettebb képet az összesített adatsorokon futtatott kanonikus korrespondencia-analízis adta. A hierarchikus osztályozáshoz és a főkomponens-analízishez hasonlóan ebben az elemzésben is egyszerre érvényesültek a parti és a parttól 50 méterre felvett adatsorok jellegzetességei, élőhelyei. A diagramon megjelenő, egymásra szinte merőleges helyzetű hőmérsékleti és csapadéktengely szerint az egyes tájak elkülönülése itt volt a legnagyobb mértékű. A legmelegebb és legnaposabb csoport egyértelműen a kiskunsági adatsorok csoportja volt. Átlagos hőmérsékletűnek bizonyult a Kisalföld és a Dráva-mellék, előbbi egy kissé szárazabb, utóbbi egy kissé nedvesebb. Végül a leghűvösebb, legszelesebb vidék az Észak-Mezőföld volt.

A regisztrált élőhelytípusok jellemző méretéről elmondható, hogy a parttól távolabb és a part mentén is jellegzetes típusok különböztethetők meg, bár karakterisztikusabb elkülönülés az élőhelyszakaszok jellemzően nagyobb hossza (v. ö. 4.2.1. fejezet) miatt elsősorban a parttól 50 méter távolságban felvett adatsorok esetében figyelhető meg. Vannak igen rövid szakaszokat alkotó élőhelyek, melyeknek vonalszerű kiterjedése a patakok futására gyakran merőleges, ezért szinte mindig csak keresztmetszetük kerül bele a felvételbe (utak, vasutak, fasorok, befolyó mellékpatakok); mások tipikusan kicsi foltokat alkotnak (bokorfüzesek, roncstelepek, stb). Ezeknél nagyobb, de még mindig inkább kisméretű foltokat alkotnak azok az élőhelyek, amelyek növényzete a művelés alól felszabaduló területeket jellegzetesen mozaik-szerűen kezdi elfoglalni: ilyenek a nádasok, a ligetek, a fa- és bokorcsoportok, illetve bizonyos gyepfoltok. Leggyakrabban közepes hosszúságúak lehetnek egyes természetes élőhelyfoltok patakkal párhuzamos metszetei (nem zsombékoló magassárrétek, mézpázsitos szikfokok, keményfa ligetek), valamint bizonyos, ember által kialakított élőhelyek (parlagok, zöldséges és gyümölcsöskertek) egyaránt. Legtöbbször közepes, vagy hosszú metszetűek lehetnek az élő szántóföldi kultúrák, az alföldi gyomos száraz gyepek, valamint a fálvak, tanyák és szórvenytelepülések, és szinte mindig hosszúak, vagy igen hosszúak voltak a szántók és a mocsárrétek patakkal párhuzamos szakaszai. A part mentén hasonló típusok figyelhetők meg, de ott az átlagos élőhelyszakasz sokkal rövidebb.

A jobb és a bal parton felvett adatsorok összevetése, valamint a párhuzamos adatsorok összevonásának, esetleg egyes elemek elhagyásának vizsgálata újabb érdekes tanulsággal szolgált. Elmondható, hogy a partmenti, egymással szemben felvett adatok nagymértékben hasonlítanak egymásra, míg a távolabbiak jóval kevésbé. Ez a jelenség minden bizonnyal azzal magyarázható, hogy a partoktól 50-50 méterre felvett adatsorok egyrészt nagyobb távolságra vannak egymástól, emiatt az egyes – az élőhelyeket legnagyobb mértékben meghatározó – növények nehezebben jutnak át a másik oldalra; másrészt, mivel a patak

gyakran telekhatárt, vagy közigazgatási határt is képez, az eltérő tulajdonosok gyakran más-más módokon művelik a földet, ez pedig az élőhelyek különbözőségéhez vezet.

A mintavételi szakasz méretének vizsgálata – mind az adatsorok feldarabolásának a hatását, mind a meta-analízist figyelembe véve – arra utalt, hogy szükséges volt a 10 km hosszúságú adatsorok felvételezése. Noha a rövidebb szakaszokat elemezve a dendrogramok és biplotok alapvető jellege nem változott meg, jóval nagyobb lett a keveredés, hiszen a rövidebb szakaszok sokkal kevésbé reprezentálták az adott tájat, kevésbé mutatták annak jellegzetességeit. Ez nem csoda, hiszen a rövidebb szakaszokon könnyen dominánssá válhat egy hosszabb szakaszon nem annyira jellegzetes élőhelytípus is, így az egész szakaszt egy másik csoporthoz kapcsolhatja, ahol az a tipikus élőhely. Minél nagyobb mértékű lenne a darabolás, annál jellemzőbben az összetett, árnyalt jellegek helyett egy-egy élőhely alapján csoportosultak volna a patakpartok.

Doktori disszertációmban végzett kutatások a jövőben mind térben, mind időben lényegesen kiterjeszthetők. Térben új patakpartok felvételezésével tehető részletesebbé a kapott eredmény, így a statisztikai elemzésekhez egyrészt még nagyobb adattömeg állhat majd rendelkezésünkre, másrészt az ország újabb területeiről is képet alkothatunk. Időben pedig, mivel az adatgyűjtés pontosan meghatározott területeken és nagy felbontásban történt, lehetséges lesz azt néhány év, vagy évtized múltán megismételni, és az esetleges változásokat (természetesség, diverzitás, adventívek térhódítása, tájhasználat változása) monitorozni.

6. Köszönetnyilvánítás

Jelen doktori disszertáció elkészítésében számos ember segített, ezúton, és ezen a ponton szeretném megköszönni mindannyiuk áldozatos tevékenységét.

Mindenek előtt témavezetőmnek, Csontos Péternek tartozom hálával, aki a kutatás megtervezésétől kezdve, az adatgyűjtés során felmerülő kérdések tisztázásán és a cikkek ráncba szedésén keresztül, dolgozatom végleges formába öntéséig mindig mellettem állt, időt és fáradságot nem kímélve hajtott, hajtott, míg az egész alakot nem öltött.

Témavezetőm mellett jelentős szakmai segítséget kaptam Podani Jánostól elsősorban a sokváltozós elemzések rejtelmeit illetően, Tamás Júliától szinte mindenben, amire csak szükségem volt, Kovács Margittól és Turcsányi Gábortól első gödöllői évem során, valamint Szalai Zoltántól a szinte minden találkozásunkkor folytatott eszmecserék, ötletbörzék alkalmával.

A szakmai jellegű segítség mellett nagyon sokat jelentett családom, munkatársaim és barátaim támogatása. Mindenek felett hálával tartozom szüleimnek, akik megteremtették azt a családi hátteret, melyben sikerült idáig eljutnom. Erkölcseileg, szellemileg, és anyagilag is támogattak. A vidéken élő rokonság türelemmel fogadta, amikor „mintavételezés” ürügyén több hétre bekvártélyoztam magam hozzájuk. Amikor járműre volt szükségem, akkor barátaim – Szóts Gergely, Szóts Ildikó, Hortobágyi Ildikó és Gidai Péter siettek segítségemre. Hortobágyi Ildikó és Vízler Eszter az angol nyelv buktatóit is segített számomra kikerülni. Szótsné Kovács Klaudia és Podoski Károly a statisztikai elemzések módszereinek megértésében és kiválasztásában nyújtottak segédkezet, Párdy Györgyné pedig a stílusomon és a helyesíráson igazított, ha kellett. Kolléganőm, Ruzsa Judit és barátom, Somogyi Bertalan a számítógépes szoftverek használatában mutatta meg a fogódzókat. Mások, főleg Szick Nóra, Nagy Tamás, Papp Gergely és Lykovcán Balázs egyszerűen a terepi munka hosszú napjain társaságukkal enyhítették a munka fáradságát.

Végül, de nem utolsó sorban szeretnék köszönetet mondani a Budai Nagy Antal Gimnázium vezetésének: Vereckei Ágnesnek, Csányi Ildikónak, Vogel Andrásnének és korábban Mayerné Bartal Andreának, akik támogattak a továbbképzésnek a gimnáziumi tanárok között ebben a szokatlan formájában. Olyan órarendet állítottak össze nekem, ami mellett nyugodtan végezhettem kutatásaimat, tolerálták azt, amikor adatgyűjtéshez vidékre jártam és néhány értekezleten nem vettem részt, valamint az iskola alapítványán keresztül a tandíjam egy részét és néhány költségemet is átvállalták.

7. Irodalomjegyzék

- ALPERT, P. – BONE, E. – HOLZAPFEL, C. (2000): Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3(1): 52–66.
- ANTROP, M. (2001): The language of landscape ecologists and planners – a comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. *Landscape and Urban Planning* 55: 163-173.
- APAN, A. A. – RAINE, S. R. – PATERSON, M. S. (2002): Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Australia. *Landscape and Urban Planning* 59: 43-57.
- BABOS, K. – BERTIN, P. (1998): Is common walnut (*Juglans regia*) native to Hungary? *Acta Bot. Hung.* 41(1-4): 11-16.
- BAGI, I. (1998): Vegetációtérképezés és numerikus szüntaxonómia. *Kitaibelia* 3(2): 299-301.
- BAGI, I. (1999): A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) – Egy invázív faj biológiája, a védekezés lehetőségei. *Kitaibelia* 4(2): 289-295.
- BÁLDI, A. (1996): Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. *Természetvédelmi Közl.* 3-4: 103-112.
- BÁLDI, A. (1998): A konzervációbiológia meghatározása publikált cikkek elemzése alapján és javaslatok hazai kutatásokra. *Természetvédelmi Közl.* 7: 5-17.
- BALOGH, L. – TÓTHMÉRÉSZ, B. – SZABÓ, T. A. (1994): Patakkísérő invázív gyomok (*Helianthus*, *Humulus*, *Impatiens*, *Reynoutria*, *Rubus*, *Sambucus*, *Solidago* és *Urtica*) állományainak számítógépes elemzése Szombathely térségében. *BDTF Tudományos Közleményei* 9, *Természettudományok*, 4: 73-99.
- BALOGH, L. – SIMON, T. – SZABÓ, M. – VIDÉKI, R. (2000): Új adventív növény a hazai flórában: a sárga bohócvirág (*Mimulus guttatus* Fischer ex DC., *Scrophulariaceae*). *Kitaibelia* 6(2): 329-345.
- BALOGH, L. (2000): Japánkeserűfű-állományok társulástani vizsgálatának egy módszere és tapasztalatai. *Kitaibelia* 5(1): 79-82.
- BALOGH, L. (2001): Invasive alien plants threatening the natural vegetation of Őrség Landscape Protection Area (Hungary) – In: *Plant invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*, pp: 185-198, (szerk.: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M.), Backhuys Publishers, Leyden.

- BALOGH, L. (2003a): Az adventív-terminológia s. l. négy nyelvű segédszótára, egyben javaslat egyes szavak magyar megfelelőinek használatára. Bot. Közl. 90(1-2): 65-93.
- BALOGH, L. (2003b): A *Fallopia* nemzetség *Reynoutria* szekciója Magyarországon előforduló fajainak határozókulcsa. Flora Pannonica 1(1): 76-88.
- BALOGH, L. (2004): Japánkeserűfű-fajok (*Fallopia* sectio *Reynoutria*). In: Mihály, B. – Botta-Dukát, Z. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon – Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 207-254.
- BARINA, Z. (2003): Adatok az esztergomi Duna-ártér flórájához. Kitaibelia 8(1): 55-63.
- BARTHA, D. (2000): A magyarországi dendroflóra adventív taxonjai. Tilia 9: 232-240.
- BARTHA, D. – OROSZI, S. (1995): Magyar erdők. In: J. KOMLÓDI, M. (szerk.) Pannon Enciklopédia, Magyaro. növényvilága. Dunakanyar 2000 Kiadó, Budapest. p: 222.
- BARTHA, D. – MOLNÁR, V. A. – FEIFFER, N. (2000): Új adventív növény [*Monochoria korsakowii* Regel et Maack (Pontederiaceae)] Magyarországon. Kitaibelia 5(1): 83-86.
- BASCHAK, L. A. – BROWN, R. D. (1995): An ecological framework for the planning, design and management of urban river greenways. Landscape Urban Planning 33: 211-225.
- BASTIAN, O. (2000): Landscape classification in Saxony (Germany) – a tool for holistic regional planning. Landscape and Urban Planning 50: 145-155.
- BODROGKÖZY, GY. (1965): Die Vegetation des Theiss-Wellenraumes II. Vegetationsanalyse und Standortökologie der Wasser- und Sumpfpflanzenzönosen im Raum von Tiszafüred. Tiscia 1: 5-31.
- BODROGKÖZY, GY. (1966): Die Vegetation des Theiss-Wellenraumes III. Auf der Schutzdammstrecke zu Szeged durchgeführten fitozönologischen Analysen und ihre praktische Bewertung. Tiscia 2: 47-66.
- BOECKER, D. – TURCSÁNYI, G. – MÖSELER, B. M. (2006): Floristisch-Vegetationskundliche Untersuchung der Moorzweige bei Galgahévíz zur Erstellung eines Biotoppflegeplanes. Tájökológiai Lapok 4(2): 347-356.
- BÖLÖNI, J. – KERTÉSZ, É. – KIRÁLY, G. – VIRÓK, V. (2000): A Fekete- és Fehér-Körös menti erdők botanikai értékei. Kitaibelia 5(1): 177-187.
- BÖSZÖRMÉNYI, A. – BAGI, I. (2001): *Xanthium italicum* Mor. dominálta vegetációfeltételezésdinamikájának vizsgálata a Tisza hullámterén. Kitaibelia 6(1): 45-50.
- BOUTIN, C. – JOBIN, B. – BÉLANGER, L. (2003): Importance of riparian habitats to flora conservation in farming landscapes of southern Québec, Canada. Agriculture, Ecosystems and Environment 94: 73-87.

- BROOKS, A. P. – BRIERLEY, G. J. – MILLAR, R. G. (2003): The long-term control of vegetation and woody debris on channel and flood-plain evolution: insights from a paired catchment study in southeastern Australia. *Geomorphology* 51: 7-29.
- BUNN, A. G. – URBAN, D. L. – KEITT, T. H. (2000): Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59: 265–278.
- BUREL, F. – BAUDRY, J. (1995): Social, aesthetic and ecological aspects of hedgerows in rural landscapes as a framework for greenways. *Landscape and Urban Planning* 33: 327-340.
- CAREY, P.D. – BARNETT, C.L. – GREENSLADE, P.D. – HULMES, S. – GARBUTT, R.A. – WARMAN, E.A. – MYHILL, D. – SCOTT, R.J. – SMART, S.M. – MANCHESTER, S.J. – ROBINSON, J. – WALKER, K.J. – HOWARD, D.C. – FIRBANK, L.G. (2002): A comparison of the ecological quality of land between an English agri-environment scheme and the countryside as a whole. *Biological Conservation* 108: 183–197.
- COLLINGE, S. K. (1998): Spatial arrangement of habitat patches and corridors: clues from ecological field experiments. *Landscape and Urban Planning* 42: 157-168.
- CORBACHO, C. – SÁNCHEZ, J. M. – COSTILLO, E. (2003): Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95: 495-507.
- COROI, M. – SKEFFINGTON, M. S. – GILLER, P. – SMITH, C. – GORMALLY, M. – O'DONOVAN, G. (2004): Vegetation diversity and stand structure in streamside forests in the south of Ireland. *Forest Ecology and Management* 202: 39-57.
- CSONTOS, P. – TAMÁS, J. (2005): Tájidegen fajok által meghatározott spontán erdősödő területek növényzetének vizsgálata. *Kanitzia* 13: 69-79.
- CSONTOS, P. – TAMÁS, J. (2006): Spread of invasive phanerophytes and further records to the distribution of woody species in Hungary. *Tájökológiai Lapok* 4(1): 127-138.
- CSONTOS, P. – TAMÁS, J. – TOBISCH, T. (2002): A magyar flóra magterjesztési mód adatbázisának bemutatása elemzési példákkal: a szociális magatartás típusok értékelése. In: SALAMON-ALBERT, É. (szerk.): Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón. Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére. PTE Növényzeti Tanszék, Pécs, pp: 557-569.
- DÉNES, A. (1996): Adatok a Dráva-sík flórájához. *Bot. Közl.* 83(1-2): 91-95.
- DOING, H. (1997): The landscape as an ecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 63: 221-225.

- DOVER, J. – SPARKS, T. – CLARKE, S. – GOBBETT, K. – GLOSSOP, S. (2000): Linear features and butterflies: the importance of green lanes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 80: 227-242.
- DRESCHER, A. – PROTS, B. (2003): Distribution patterns of Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera* Royle) in Austria. *Kanitzia* 11: 85-96.
- ENGLONER, A. (2001): A nádpusztulást elősegítő antropogén hatások. *Természetvédelmi Közl.* 9: 51-58.
- FEHÉR, G. – SCHMIDT, A. (1998): Adventív vízipáfrányfaj egy gemenci holtágban: *Azolla filiculoides* (Lam.). *Bot. Közl.* 85(1-2): 57-62.
- FEKETE, G. (1995): Fitocönológia és vegetációtan: hazai aspektusok. *Bot. Közl.* 82(1-2): 107-127.
- FEKETE, G. (1998): Vegetációtérképezés: visszatekintés és hazai körkép. *Bot. Közl.* 85(1-2): 17-30.
- FEKETE, G. – MOLNÁR, ZS. – HORVÁTH, F. (1997): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozó Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- FINNOFF, D. – TSCHIRHART, J. (2005): Identifying, preventing and controlling invasive plant species using their physiological traits. *Ecological Economics*: 52 (3): 397-416.
- FODOR, L. – PÁL-FÁM, F. – RIMÓCZI I. (2002): Szigetközi keményfaligetek mikológiai jellemzése. *Kitaibelia* 7(2): 141-145.
- FORMAN, R. T. T. (1995): *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions.* Cambridge University Press.
- FREEMAN, R. E. – RAY, R. O. (2001): Landscape ecology practice by small scale river conservation groups. *Landscape and Urban Planning* 56: 171-184.
- GALAMBOS, I. (1998): Florisztikai-növényföldrajzi kutatások újabb eredményei a Pannonhalmi-dombságon. *Kitaibelia* 3(1): 95-96.
- GALATOWITSCH, S. – RICHARDSON, D. M. (2005): Riparian scrub recovery after clearing of invasive alien trees in headwater streams of the Western Cape, South Africa. *Biological Conservation* 122: 509-521.
- GALLÉ, L. – MARGÓCZY, K. – KOVÁCS, É. – GYÖRFFY, GY. – KÖRMÖCZY, L. – NÉMETH, L. (1995): River valleys: Are they ecological corridors? *Tiscia* 29: 53-58.
- GERGELY, A. (1994): A Háros-sziget botanikai értékei. In: SIMON, T. (szerk.) *Természeti kincsek Dél-Budán. A Tétényi-fennsík és a Háros-sziget növény- és állatvilága, természetvédelme, 1990-1994., Zöld Jövő. Cserépfalvi Kiadó, Budapest, pp. 52-68.*

- GERGELY, A. – HAHN, I. – MÉSZÁROS-DRASKOVITS, R. – SIMON, T. – SZABÓ, M. – BARABÁS, S. (2001): Vegetation succession in a newly exposed Danube riverbed. *Applied Vegetation Science* 4: 35-40.
- GERGELY, A. – SZALAI, Z. (1997): Az aljnövényzet és a mikrodomborzat összefüggése egy ártéri ligeterdőben. IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Pécs, 1997. június 26-29. Előadások és posztterek összefoglalói, p. 70.
- GHERSA, C. M. – DE LA FUENTE, E. – SUAREZ, S – LEON, R. J. C. (2002): Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88: 271-278.
- HAINES-YOUNG, R. – BARR, C. J. – FIRBANK, L.G. – FURSE, M. – HOWARD, D. C. – MCGOWAN, G. – PETIT, S. – SMART, S. M. – WATKINS, J. W. (2003): Changing landscapes, habitats and vegetation diversity across Great Britain. *Journal of Environmental Management* 67: 267–281.
- HANCOCK, C. N. - LADD, P. G. – FROEND, R. H. (1996): Biodiversity and management of riparian vegetation in Western Australia. *Forest Ecology and Management* 85: 239-250.
- HARKA, Á. – SALLAI, Z. – WILHELM, S. (2002): Effects of water pollution and global warming on the fish fauna of the Romanian tributaries of the river Tisza. *Tiscia* 33: 51-58.
- HEHL-LANGE, S. (2001): Structural elements of the visual landscape and their ecological functions. *Landscape and Urban Planning* 54: 105-113.
- HÖLL, A. – NILSSON, K. (1999): Cultural landscape as subject to national research programmes in Denmark. *Landscape and Urban Planning* 46: 15–27.
- HRIVNÁK, R. – OŤAHEL'OVA, H. – VALACHOVIČ, M. – CVACHOVÁ, A. – BALÁZS, P. (2001): Aquatic and marsh plant communities of an inundation area of the Ipel' River (rkm 69-119). *Kitaibelia* 6(2): 267-279.
- HRIVNÁK, R. – UJHÁZY, K. (2003): The stands with the *Phalaroides arundinacea* dominance in the Ipel' River catchment area (Slovakia and Hungary). *Acta Bot. Hung.* 45(3-4): 297-314.
- HUANG, H. Q. – NANSON, G. C. (1997): Vegetation and channel variation; a case study of four small streams in southeastern Australia. *Geomorphology* 18: 237-249.
- JOBIN, B. – BÉLANGER, L. – BOUTIN, C. – MAISONNEUVE, C. (2004): Conservation value of agricultural riparian strips in the Boyer River watershed, Québec (Canada). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103: 413-423.

- JORGE, L. A. B. – GARCIA, G. J. (1997): A study of habitat fragmentation in Southeastern Brazil using remote sensing and geographic information systems (GIS). *Forest Ecology and Management* 98: 35-47.
- KÁRPÁTI, I. – KÁRPÁTI, V. (1958a): A hazai Duna-ártér erdőtípusai. *Erdő* 8: 307-318.
- KÁRPÁTI, I. – KÁRPÁTI, V. (1958b): Elm-ash-oak grove forests (*Querceto-Ulmetum hungaricum*) turning into poplar dominated stands. *Acta Agronomica Acad. Sci. Hung.*, 8(3-4): 267-283.
- KÁRPÁTI, I. – KÁRPÁTI, V. (1968): Die zöologischen Verhältnisse der Donauwälder in Ungarn. *Verhandlungen der Zoologisch Botanischen Gesellschaft in Wien*. Bécs, 108: 165-179.
- KAZINCZY, G. – BÉRES, I. – TAKÁCS, A. – HORVÁTH, J. – NÁDASDY, E. – LEHOCZKY, É. – JANCsó, T. (2005): A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) és a mezei aszat [*Cirsium arvense* (L.) Scop.] allelopátiájának vizsgálata. *Magyar Gyomkutatás és Technológia* 6(1): 53-59.
- KECSKÉS, F. – ÓCSAG, A. (1992): A Naplás-tó és környékének botanikai értékei. *Természetvédelmi Közl.* 2: 29-40.
- KERESZTY, Z. (1977): Florisztikai és cönológiai adatok az Észak-Mezőföldről. *Bot. Közl.* 64 (3): 203-210.
- KEVEY, B. (1993): A Szigetköz erdeinek összehasonlító cönológiai vizsgálata. Kandidátusi értekezés, kézirat, MTA kéziratára, Budapest.
- KEVEY, B. (1995): Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez VII. *Bot. Közl.* 82(1-2): 45-53.
- KEVEY, B. (1998): A Szigetköz erdeinek szukcessziós viszonyai. *Kitaibelia* 3(1): 47-63.
- KEVEY, B. (2001a): A Duna szlovákiai elterelésének hatása a Felső-Szigetköz tölgy-szil-kőris ligeterdeire. *Kanitzia* 9: 227-249.
- KEVEY, B. (2001b): Montán elemek a Baranyai-Dráva-sík erdeiben. *Kitaibelia* 6(2): 299-321.
- KEVEY, B. (2003): A Duna szlovákiai elterelésének hatása az Alsó-Szigetköz csigolya-bokorfüzeseire (*Rumici crispi* – *Salicetum purpureae*). *Bot. Közl.* 90(1-2): 1-18.
- KEVEY, B. – ALEXAY, Z. (1992): Adatok a Szigetköz flórájához. *Acta Agronomica Óváriensis* 34: 29-37.
- KEVEY, B. – ALEXAY, Z. (1996): A Szigetköz mocsári sásos-égerlápjai (*Carici acutiformis* – *Alnetum*). *Természetvédelmi Közl.* 3-4: 81-96.
- KEVEY, B. – TÓTH, I. (1992): A béda-karapancsai Duna-ártér gyertyános-tölgyesei (*Quercrobori-Carpinetum*). *Dunántúli Dolg. Term. tud. Sorozat* 6. Pécs, p. 27-40.

- KEVEY, B. – TÓTH, I. (2000a): Adatok a hazai Alsó-Duna-ártér flórájához. *Kitaibelia* 5(1): 131-143.
- KEVEY, B. – TÓTH, I. (2000b): A hazai Alsó-Duna-ártér gyertyános tölgyesei. *Tilia* 9: 128-162.
- KIRÁLY, G. (2003a): A magyarországi flóratérképezés módszertani alapjai. Útmutató és magyarázat a hálótérképezési adatlapok használatához. *Flora Pannonica* 1(1): 3-20.
- KIRÁLY, G. (2003b): A magyarországi flóratérképezés szervezeti-működési elvei. *Flora Pannonica* 1(1): 21-28.
- KIRÁLY, G. (2003c): Beszámoló a magyarországi hálótérképezési program eddigi eredményeiről. *Flora Pannonica* 1(1): 120-121.
- KIRÁLY, G. – KUN, A. – SZMORÁD, F. (1999): A Vas-hegy csoport vegetációja és florisztikai érdekességei. *Kitaibelia* 4(1): 119-142.
- KIRÁLY, G. – HORVÁTH, F. (2000): Magyarország flórájának térképezése: lehetőségek a térképezés hálórendszerének megválasztására. *Kitaibelia* 5(2):357-368.
- KIRÁLY, G. – CSÍKY, J. – DANCZA, I. – FARKAS, S. – HORVÁTH, F. – MOLNÁR, V. A. – SZMORÁD, F. – VIDÉKI, R. – VOJTKÓ, A. (2000): Beszámoló Magyarország Flóratérképezési Programjának előkészületeiről. *Kitaibelia* 5(2): 379-384.
- KOVÁCS, E. (2003): Többváltozós adatelemzés. BKAÉ Aula Kiadó, Budapest, p.11.
- KOVÁCS, J. A. (1998): Vindornya láp növényzete. *Kitaibelia* 3(2): 303-305.
- KOVÁCS, J. A. – CSANAKI, SZ. – MIHOLICS, L. – MOLNÁR, ZS. (1998): Az Ablánc-völgy botanikai állapotfelmérése. *Kanitzia* 6: 25-56.
- KOVÁCS, J. A. – TAKÁCS, B. (1998): Az Alsószőlőki Rába-völgy botanikai értékei. *Kanitzia* 6: 89-110.
- KOVÁCS, M. (1962): Übersicht der Bachröhrichte (Glycerio-Sparganion) Ungarns. *Acta Bot. Hung.* 8: 109-144.
- KOVÁCS, M. (1963): A Filipendulo-Geranium palustris hazai állományainak áttekintése. *Bot. Közl.* 50: 157-165.
- KOVÁCS, M. – FELFÖLDY, L. (1958): Vegetáció-tanulmányok az Aszófői-Séd mentén. *Annal. Biol. Tihany* 25: 137-163.
- KOVÁCS, M. – FELFÖLDY, L. (1960): Vegetáció-tanulmányok a Pécsely-patak mentén. *Annal. Biol. Tihany* 27: 75-83.
- KOVÁCS, M. – MÁTHÉ, I. (1967): Die Vegetation des Inundationsgebietes der Ipoly. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 13(1-2): 133-168.

- KREBS, C. J. (1985): Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. Third Edition. Harper and Row Publishers, New York.
- KRÍZSIK, V. – KÖRMÖCZY, L. (2000): Spatial spreading of *Robinia pseudo-acacia* and *Populus alba* clones in sandy habitats. Tiscia 32: 3-8.
- KUBEŠ, J. (1996): Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the 'territorial system of ecological stability'. Landscape and Urban Planning 35: 231-240.
- LARSON, M. G. – BOOTH, D. B. – MORLEY, S. A. (2001): Effectiveness of large woody debris in stream rehabilitation projects in urban basins. Ecological Engineering 18: 211-226.
- LENGYEL, SZ. (1998): Kitekintés a vízlépcsők biológiai szakirodalmára. Természetvédelmi Közl. 7: 19-32.
- LENZ, J. R. M. – STARY, R. (1995): Landscape diversity and land use planning: a case study in Bavaria. Landscape and Urban Planning 31: 387-398.
- LINEHAN, J. – GROSS, M. – FINN, J. (1995): Greenway planning: developing a landscape ecological network approach. Landscape and Urban Planning 33: 179-193.
- LIVINGSTON, M. – SHAW, W. W. – HARRIS, L. K. (2003): A model for assessing wildlife habitats in urban landscapes of eastern Pima County, Arizona (USA). Landscape and Urban Planning 64: 131-144.
- LYON, J. – GROSS, N. M. (2005): Patterns of plant diversity and plant–environmental relationships across three riparian corridors. Forest Ecology and Management 204: 267-278.
- MAISONNEUVE, C. – RIOUX, S. (2001): Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. Agriculture, Ecosystems and Environment 83: 165-175.
- MAKI, K. – GALATOWITSCH, S. (2004): Movement of invasive aquatic plants into Minnesota (USA) through horticultural trade. Biological Conservation 118: 389–396.
- MANDER, Ü. – JONGMAN, R. H. G. (1998): Human impact on rural landscapes in central and northern Europe. Landscape and Urban Planning 41: 149-153.
- MANDER, Ü. – PALANG, H. – IHSE, M. (2004): Development of European landscapes. Landscape and Urban Planning 67: 1–8.
- MARGÓCZI, K. (1998): Természetvédelmi biológia. Jatepress, Szeged.
- MAROSI, S. (1981): Táj és környezet. Földrajzi értesítő 30: 59-72.
- MAROSI, S. – SOMOGYI, S. (szerk.) (1990): Magyarország kistájainak katasztere I-II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. pp: 103-107; 715-718.

- MASAHITO, I. – NOBUKAZU, N. (2001): The effects of human impact on spatial structure of the riparian vegetation along the Ashida river, Japan. *Landscape and Urban Planning* 53: 111-121.
- MCCOLLIN, D. – JACKSON, J. I. – BUNCE, R. G. H. – BARR, C. J. – STUART, R. (2000): Hedgerows as habitat for woodland plants. *Journal of Environmental Management* 60: 77-90.
- MCGUCKIN, C. P. – BROWN, R. D. (1995): A landscape ecological model for wildlife enhancement of stormwater management practices in urban greenways. *Landscape and Urban Planning* 33: 227-246.
- MENSING, D.M. – GALATOWITSCH, S. M. – TESTER, J. R. (1998): Anthropogenic effects on the biodiversity of riparian wetlands of a northern temperate landscape. *Journal of Environmental Management* 53: 349-377.
- MITSCH, W. J. – GOSSELINK, J. G. (2000): The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35: 25-33.
- MJAZOVSKY, Á. (1995): A mikrodomborzat és aljnövényzet összefüggése a Háros-szigeten. Szakdolgozat. Kézirat. ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tsz., Budapest.
- MJAZOVSKY, Á. (1999): A tájléptékű vegetációkutatás néhány megközelítési módja. *Bot. Közl.* 86-87: 245.
- MJAZOVSKY, Á. (2001): A Háros-sziget kvantitatív florisztikai értékelése. *Természetvédelmi Közl.* 9: 59-74.
- MJAZOVSKY, Á. – TAMÁS, J. (2002): A Váli-víz leggyakoribb higrofil növényzeti típusainak jellemzése. *Folia Historico-Naturalia Musei Matrensis* 26: 85-103.
- MJAZOVSKY, Á. – TAMÁS, J. – CSONTOS, P. (2003): A Váli-víz völgyének jellegzetes üde fátlan élőhelyei. *Tájökológiai Lapok* 1 (2): 163-180.
- MOLNÁR, ZS. (1996a): Ártéri vegetáció Tiszadob és Kesznyéten környékén I. Táj történeti, florisztikai és cönológiai értékelés. *Bot. Közl.* 83(1-2): 39-50.
- MOLNÁR, ZS. (1996b): Ártéri vegetáció Tiszadob és Kesznyéten környékén II. A keményfaliget-erdők (*Fraxino pannonicae* – *Ulmetum*) története és mai állapota. *Bot. Közl.* 83(1-2): 51-69.
- MOLNÁR, ZS. – HORVÁTH, F. – KERTÉSZ, M. – KUN, A. (1998): A vegetáció térképezésének objektivitása. *Kitaibelia* 3(2): 307-308.
- MOSKOVITS, P. – TÍMÁR, G. (1998): Ökológiai hálózatok kialakítási lehetőségei Magyarországon, Sopron környéki ökológiai hálózat-tervezet. *Természetvédelmi Közl.* 7: 33-54.

- NAVEH, Z. (1995): Interactions of landscapes and cultures. *Landscape and Urban Planning* 32: 43-54.
- NDUBISI, F. – DEMEO, T. – DITTO, N. D. (1995): Environmentally sensitive areas: a template for developing greenway corridors. *Landscape and Urban Planning* 33: 159-177.
- NICKLFELD, H. (1971): Bericht über die Kartierung der Flora Mitteleuropas. *Taxon* 20(4): 545-571.
- ORTMANN-AJKAI, A. (1998a): Vegetation mapping as a base of botanical GIS applications I. Vegetation map of the Atak forest (SW Hungary). *Acta Bot. Hung.* 41(1-4): 171-192.
- ORTMANN-AJKAI, A. (1998b): Vegetation mapping as a base of botanical GIS applications I. Vegetation map of the Vajszló forest (SW Hungary). *Acta Bot. Hung.* 41(1-4): 193-227.
- PAPP, B. (1992): A Koloska-völgy patakmenti növényzetének állapotfelmérése és térképezése. *Bot. Közl.* 79(1): 1-18.
- PAPP-VÁRY, Á. (szerk.) (1999): Magyarország atlasza. Cartographia Kft., Budapest.
- PENKSZA, K. – MORSCHHAUSER, T. – HORVÁTH, F. – ASZTALOS, J. (1994): A kesztölci Kétágú-hegy és környékének vegetációtérképe. *Bot. Közl.* 81(2): 157-164.
- PODANI, J. (1989): Comparison of ordinations and classifications of vegetation data. *Vegetatio* 83: 111-128.
- PODANI, J. (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelseibe. Scientia Kiadó, Budapest.
- PODANI, J. (2001): SYN-TAX 2000. Computer programs for data analysis in ecology and systematics. User's manual. Scientia, Budapest.
- PRÉCSÉNYI, I. (1991): A növénytársulások struktúrája. In: *Növényföldrajz, társulástan és ökológia* (szerk.: HORTOBÁGYI T. és SIMON, T.), Tankönyvkiadó, Budapest, pp: 202-223.
- PRÉCSÉNYI, I. – HORVÁTH, K. (1993): A biológiai diverzitásról. *Bot. Közl.* 80(2): 219-222.
- PRISZTER, SZ. (1997): A magyar adventívflóra kutatása. *Bot. Közl.* 84(1-2): 25-32.
- QUINN, J. M. – BOOTHROYD, I. K. G. – SMITH, B. J. (2004): Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams – 2. Invertebrate communities. *Forest Ecology and Management* 191: 129-146.
- ŠARAPATKA, B – ŠTĚRBA, O. (1998): Optimization of agriculture in relation to the multifunctional role of the landscape. *Landscape and Urban Planning* 41: 145-148.
- SCHNEIDER, E. (2003): Formation and evolution of natural softwood stands with respect to water dynamics. *Kanitzia* 11: 67-84.

- SCHWABE, A. (1991): Perspectives of vegetation complex research and bibliographic review of vegetation complexes in vegetation science and landscape ecology. *Excerpta Botanica* 28 (sect. B): 223-243.
- SEPEHRY, A. (1998): Textural analysis of Landsat Thematic Mapper Imagery for detecting differences in biophysical properties of forest vegetation. *Acta Bot. Hung.* 41(1-4): 243-257.
- SEPEHRY, A. – Ejtehadi, H. – Banejad, H. (1998): Evaluating correlation of selected vegetation indices containing near, middle and thermal infrared wavebands with some forest biophysical variables. *Acta Bot. Hung.* 41(1-4): 259-272.
- SEREGÉLYES, T. – S. CSOMÓS, Á. (1995): Hogyan készítsünk vegetációtérképet? *Tilia* 1: 158-169.
- SHUKRI, W. M. (2001): Effect of industrial effluents polluting the river Nile on growth, metabolism and productivity of *Triticum aestivum* and *Vicia faba* plants. *Acta Bot. Hung.* 43(3-4): 403-421.
- SIMON, T. (1992): A Szigetköz növénytársulásai és azok természetessége. *Természetvédelmi Közl.* 2: 43-55.
- SMEDING, F. W. – JOENJE, W. (1999): Farm-Nature Plan: landscape ecology based farm planning. *Landscape and Urban Planning* 46: 109-115.
- STANDOVÁR, T. (2001): A természetvédelmi biológia helyzete Magyarországon egy országos felmérés alapján. *Természetvédelmi Közl.* 9: 1-14.
- STETÁK, D. (2003): Adatok a Duna-Dráva Nemzeti Park Gemenci Tájegysége flórájához. *Kitaibelia* 5(1): 145-176.
- STETÁK, D. (2003): A Duna-Dráva Nemzeti Park gemenci tájegysége vízi növénytársulásairól. *Bot. Közl.* 90(1-2): 35-63.
- SZALAI, Z. (1996): Soil and vegetation pattern in relationship with microrelief (the case of Háros Island, Budapest). In: *Land, Sea and Human Effort. Abstract Book* (szerk.: THISSEN, F.), IGC, Utrecht, p. 458.
- SZALAI, Z. (2000): Szennyezőanyagok hatása ártéri környezetre. PhD disszertáció, kézirat, MTA FKI-ELTE, Budapest.
- SZALAI, Z. – GERGELY, A. (1997): Szennyező anyagok hatása természeteshoz közeli ártéri ökoszisztémákra a mikrodomborzat függvényében. *Földrajz – hagyomány és jövő c. konferencia előadásának kivonatai*, Budapest, 1997. május 20-23. p. 63.
- SZIGETI, Z. (2000): A gyomnövények paraquatrezisztenciája a *Conyza canadensis* (L.) Cronq. példáján. *Bot. Közl.* 86-87(1-2): 183-196.

- SZIGETVÁRI, Cs. (2002a): Az invázív késeiperje, *Cleistogenes serotina* (L.) Keng. szerepe nyílt homokgyepek társulásszerveződésében. *Kitaibelia* 7(2): 119-139.
- SZIGETVÁRI, Cs. (2002b): Initial steps in the regeneration of a floodplain meadow after a decade of dominance of an invasive transformer scrub, *Amorpha fruticosa*. *Tiscia* 33: 67-77.
- SZMORÁD, F. (1998a): A Bükk-hegység vegetációtérképének erdészeti és természetvédelmi célú felhasználása. *Kitaibelia* 3(2): 309-310.
- SZMORÁD, F. (1998b): Vegetációosztályozás és vegetációtérképezés középhegységi erdőkben. *Kitaibelia* 3(2): 311-313.
- TAMÁS J. (2000): Az invázív fajok terjedésének törvényszerűségei egy magyarországi esettanulmány kapcsán – a betyárkóró. *Bot. Közl.* 86-87(1-2): 169-181.
- UDVARDY, L. (1998a): Budapest környéki bálványfa (*Ailanthus altissima*) állományok florisztikai-cönológiai jellemzése. *Kitaibelia* 3(2): 343-346.
- UDVARDY, L. (1998b): Spreading and coenological circumstances of the tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in Hungary. *Acta Bot. Hung.* 41(1-4): 299-314.
- UDVARDY, L. (1998c): Classification of adventives dangerous to the Hungarian natural flora. *Acta Bot. Hung.* 41(1-4): 315-332.
- ÚJVÁRI, B. – KORSÓS, Z. – KISBENEDEK, T. (1998): A tűz, mint veszélyeztető tényező a rákosréti vipera élőhelyén. *Természetvédelmi Közl.* 7: 151-165.
- VOJTKÓ, A. (1993): A váci Naszály vegetációtérképe. *Bot. Közl.* 80(2): 103-110.
- VOJTKÓ, A. (1996): Szarvaskő vegetációja (Bükk hegység) és sziklagyepeinek fitocönológiája. *Bot. Közl.* 83(1-2): 7-23.
- VOJTKÓ, A. (1998): A Bükk-fennsík vegetációja I. A növénytársulások általános jellemzése. *Bot. Közl.* 85(1-2): 31-41.
- VOJTKÓ, A. (1999): Néhány gyakorlati és elméleti kérdés a vegetációtérképezésben. *Kitaibelia* 4(1): 183-189.
- VOS, W. – MEEKES, H. (1999): Trends in European cultural landscape development: perspectives for a sustainable future. *Landscape and Urban Planning* 46: 3-14.
- WEBER, E. – GUT, D. (2004): Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation* 12: 171-179.
- WEBSTER, C. R. – NELSON, K. – WANGEN, S. R. (2005): Stand dynamics of an insular population of an invasive tree, *Acer platanoides*. *Forest Ecology and Management* 208: 85-99.

- WELK, E. (2004): Constraints in range predictions of invasive plant species non-equilibrium distribution patterns: Purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) in North America. *Ecological Modelling* 179: 551–567.
- WHITE, M. D. – GREER, K. A. (2006): The effects of watershed urbanization on the stream hydrology and riparian vegetation of Los Peñasquitos Creek, California. *Landscape and Urban Planning* 74: 125-138.
- WILLIAMS, P. – WHITFIELD, M. – BIGGS, J. – BRAY, S. – FOX, G. – NICOLET, P. – SEAR, D. (2003): Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115: 329–341.
- WOITKE, M. – DIETZ, H. (2002): Shifts in dominance of native and invasive plants in experimental patches of vegetation. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 5(3): 165-184.
- YAHNER, T. G. – KOROSTOFF, N. – JOHNSON, T. P. – BATTAGLIA, A. M. – JONES, D. R. (1995): Cultural landscapes and landscape ecology in contemporary greenway planning, design and management: a case study. *Landscape and Urban Planning* 33: 295-316.
- ZAVAGNO, F. – D'AURIA, G. (2001): Synecology and dynamics of *Amorpha fruticosa* communities in the Po plain (Italy) – in *Plant invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*, pp. 175-182. (szerk.: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – VADE, M.), Backhuys Publishers, Leyden.
- ZÓLYOMI, B. (1934): A Hanság növényközösségei – Die Pflanzengesellschaften des Hanság, *Vasi Szemle* 1: 146-174.
- ZÓLYOMI, B. (1937): A Szigetköz növénytanai kutatásainak eredményei. *Bot. Közl.* 34: 169-193.
- ZÓLYOMI, B. (1958): Budapest és környékének természetes növénytakarója. In: *Budapest természeti képe* (szerk.: PÉCSI, M). Akadémiai Kiadó, Budapest, pp: 511-642.
- ZSOLT, J. (1943): A Szent-Endrei sziget növénytakarója. *Index Horti Botanici Universitatis Budapestinensis* 6: 3-18.